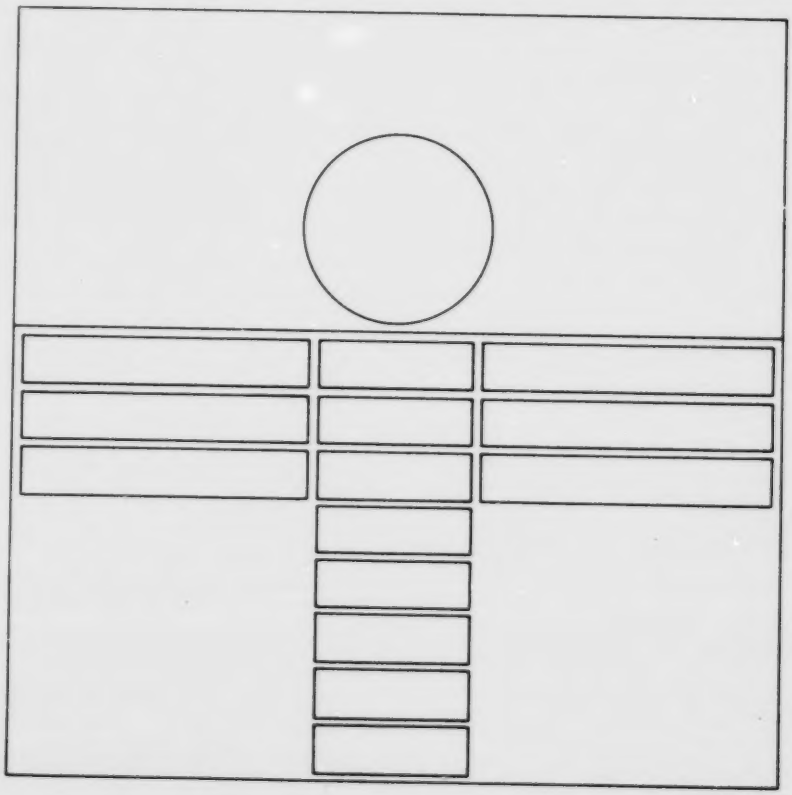
Gouvernement du Québec
Bureau d'audiences publiques sur l'environnement

Forces et faiblesses des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux

RAPPORT DE RECHERCHE



Québec

87-01555/

FORCES ET FAIBLESSES DES METHODES D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Rapport de recherche

Pierre J. Hamel, Institut national de la recherche scientifique (INRS)
Luc-Normand Tellier, Université du Québec à Montréal (UQAM)
Rodney White, Université de Toronto
Joseph Whitney, Université de Toronto

Septembre 1986

Document préparé pour le
Bureau d'audiences publiques sur l'environnement

Septembre 1986

Edition et diffusion:

Secrétariat
Bureau d'audiences publiques
sur l'environnement
12, rue Sainte-Anne, 1er étage
Québec (Québec)
G1R 3X2

5199, rue Sherbrooke Est, porte 3860
Montréal (Québec)
H1T 3X9

Impression:

Imprimerie Héon et Nadeau Ltée
Victoriaville (Québec)

Dépôt légal - 4e trimestre 1983
Bibliothèque nationale du Québec

ISBN 2-550-16810-0

TABLE DES MATIÈRES

1. Présentation 4

1.1 Le mandat 4

1.2 La raison du mandat 5

1.3 Logique du plan du rapport 5

2. L'évaluation des impacts environnementaux : une préoccupation récente 7

2.1 L'institutionnalisation de la prise en compte des impacts environnementaux 7

2.2 Tendances actuelles 11

3. La détermination des impacts environnementaux 14

3.1 Une vision anthropocentrique de l'environnement 14

3.2 La participation du public à la détermination des impacts environnementaux 15

3.3 L'estimation des impacts environnementaux 20

4. La méthode du calcul de rentabilité 23

4.1 Les objectifs du calcul de rentabilité 24

4.2 Importance de la définition de ce qui est «interne» et de ce qui est «externe» dans le calcul de rentabilité 25

4.3 Raisons théoriques du poids déterminant du calcul de rentabilité dans la prise de décision publique ... 27

5. L'analyse avantages-coûts 30

5.1 Objectifs de l'avantages-coûts 30

5.2 Problème de la définition de l'optimum social et de l'optimum écologique 31

5.3 Principes de base de l'avantages-coûts 38

5.4 Forces de l'avantages-coûts 41

5.5 Faiblesses de l'avantages-coûts 43

6. L'évaluation multicritères 53
6.1 Défis posés par l'évaluation multicritères 53
6.2 Les méthodes multicritères par catégorie 55
6.3 Avantages des méthodes multicritères 59
6.4 Lacunes des méthodes existantes 60

7. Les méthodes descriptives 63
7.1 Méthodes descriptives courantes 63
7.2 Avantages des méthodes descriptives 65
7.3 Lacunes des méthodes descriptives 65

Conclusion 67

Annexe : Gestion de l'environnement. Le principe pollueur-payeur 69

Bibliographie 80

1. PRÉSENTATION

1.1 Le mandat

Le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement est confronté tous les jours à l'analyse de dossiers controversés dans lesquels l'évaluation des impacts environnementaux est source de divergences majeures. Le présent rapport cherche à clarifier certaines notions méthodologiques ayant trait à de telles évaluations.

Plus précisément, ce rapport vise :

1) à établir une revue de la littérature internationale sur les systèmes de détermination des coûts et des avantages des impacts environnementaux;

2) à systématiser les acquis des différents systèmes d'évaluation des impacts;

3) à déterminer le degré de fiabilité des méthodes utilisées;

4) à suggérer, accessoirement, les liens possibles entre les méthodes d'évaluation et diverses avenues, fiscales ou autres, dont l'objectif est de faire assumer les coûts des impacts environnementaux par leurs responsables.

Dans l'exécution de ce mandat, les auteurs ont convenu avec le BAPE de mettre avant tout l'accent sur les concepts théoriques et méthodologiques qui permettent de bien situer les unes par rapport aux autres les contributions des diverses méthodes d'évaluation des impacts.

1.2 La raison du mandat

Dans l'état actuel du savoir, tout organisme appelé à porter un jugement sur des projets ayant des incidences environnementales ne peut qu'être hésitant face au déséquilibre qui existe entre, d'une part, l'ambition du discours écologiste, la force de son argumentation et son caractère englobant, et, d'autre part, son incapacité d'élaborer une méthode d'évaluation des coûts et des avantages des effets sur l'environnement qui puisse rivaliser avec la rigueur, du moins formelle, et le grand pouvoir de conviction des calculs économiques traditionnels.

Ce problème méthodologique de base empoisonne, pourrions-nous dire, le dialogue entre économistes et environnementalistes. Il rend aussi perplexes tous ceux qui, issus de nombreuses disciplines, sont amenés à porter des jugements sociaux et/ou politiques sur des problèmes environnementaux.

Nous essaierons ici de décortiquer ce problème scientifique pour en faire saisir toutes les complexités et aussi tous les enjeux. Notre objectif sera moins de trancher un débat (qu'il serait d'ailleurs trop tôt pour clore) que de tenter de bien le situer.

1.3 Logique du plan du rapport

Le problème posé étant avant tout de nature méthodologique, la structure du rapport sera dictée par des considérations du même ordre. En guise de brève introduction, le second chapitre a pour objet de replacer dans son contexte le développement des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux et d'indiquer rapidement les orientations actuelles de cette évolution. Le troisième chapitre souligne les difficultés rencontrées à l'étape de la détermination des impacts environnementaux que l'on veut évaluer.

Suivront quatre chapitres qui traiteront de diverses méthodes d'évaluation selon une double progression allant, d'un côté, du plus quantitatif au plus qualificatif et du plus analytique au plus descriptif et, d'un autre côté, du plus économique au moins économique et des perspectives les plus étroites aux perspectives les plus larges; dans chacun de ces quatre chapitres, un effort sera fait pour distinguer les objectifs, les avantages et les inconvénients des diverses méthodes.

La conclusion proposera une évaluation comparative sommaire des diverses méthodes, ainsi que certaines règles de prudence. Elle suggérera aussi quelques voies de recherche. Enfin, une annexe abordera rapidement la question du lien entre l'évaluation et la gestion de l'environnement, notamment les questions de mise en oeuvre du principe pollueur-payeur.

2. L'ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX : UNE PRÉOCCUPATION RÉCENTE

2.1 L'institutionnalisation de la prise en compte des impacts environnementaux

On n'a compris que très récemment toute l'importance des dommages qui peuvent être causés à l'environnement par les activités humaines. L'opinion publique a d'abord été sensibilisée aux problèmes de pollution, qui avaient atteint en plusieurs endroits des niveaux tels que la santé en était visiblement menacée. Ensuite, cette prise de conscience a sans doute été favorisée par la crise énergétique, qui a brutalement souligné la raréfaction rapide de certaines ressources jusqu'alors considérées, à toutes fins pratiques, comme inépuisables. Frappé au réservoir d'essence de son automobile, donc tout près de son coeur, le citoyen est devenu plus réceptif au discours des mouvements écologistes, de mieux en mieux articulés et organisés, qui sonnaient l'alarme. C'est dans ce contexte que sont apparues diverses lois qui visent à réduire la pollution et qui imposent la prise en compte des impacts sur l'environnement tant des activités existantes que des nouveaux projets d'infrastructure et d'implantation industrielle.

Suivant des rythmes très différents selon les régions et les secteurs, cette prise de conscience a été, dans tous les cas, tardive. C'est ainsi que, par exemple, la Communauté européenne a commencé à se soucier des conséquences hydrologiques de la construction d'un nouveau tronçon d'autoroute alors que le réseau routier était déjà pratiquement complété (Drumaux et al., 1985:126). Ces retards évidents ne doivent cependant pas nous empêcher de constater l'ampleur des changements survenus et la rapidité des progrès. Dorénavant, pour la plupart des projets de grande envergure, tous les impacts sur les environnements bio-physiques et sociaux doivent, en principe, être évalués et

considérés dans le processus de prise de décision. En même temps que l'on réalise des progrès en ce qui a trait au contrôle de certains polluants, on élargit constamment la portée du contrôle (OCDE, 1985a:17); actuellement, l'OCDE tient à jour 175 indicateurs d'impacts environnementaux (OCDE, 1985b).

Par ailleurs, on reconnaît de plus en plus que le public a un rôle à jouer dans l'évaluation des impacts environnementaux, dans la définition de la qualité de l'environnement et dans la détermination des mécanismes de compensation des dommages par ceux qui en sont responsables.

L'évaluation des impacts environnementaux s'est rapidement institutionnalisée depuis que la Loi nationale de la politique environnementale (NEPA) a été promulguée aux États-Unis, en 1970, et que des lois et règlements semblables sont entrés en vigueur dans un grand nombre de pays à travers le monde (Coleman, 1977; Holling, 1978; McAllister, 1980; OCDE, 1985c; Skutsch et Flowerdew, 1976; Bisset, 1978, 1980; Lee, 1982; Beanlands et Duinker, 1983; Clark et al., 1980; Leistritz et Murdock, 1981; Jain et al., 1980; Rosenberg et al., 1981; Whitney et Maclaren, 1985; Maclaren et Whitney, 1985, Grima, 1985). Certains affirment que ces lois ont innové en obligeant les bureaucraties à penser («Making bureaucracies think» écrit Taylor, 1984), à penser à l'environnement tout au moins.

L'influence de ces nouvelles lois qui imposent la prise en compte des impacts environnementaux a été renforcée par l'action revendicative de groupes de citoyens directement touchés par les dommages causés à l'environnement, ainsi que par celle des groupes écologistes. Le développement et la mise au point des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux ont été stimulés par le fait que ces groupes exigent des compensations équivalentes aux dommages.

Aux États-Unis, les tribunaux ont joué un rôle primordial dans l'attribution de la responsabilité des impacts environnementaux aux promoteurs des projets responsables des changements. Le gouvernement, les résidents et les groupes concernés ont entrepris des poursuites judiciaires pour être dédommagés. Les groupes environnementaux, par la voie légale, en sont même arrivés à faire en sorte que l'Agence américaine de développement international respecte les normes en usage aux États-Unis lors de la réalisation de ses projets dans le monde entier.

Au Québec et au Canada, la charge d'évaluer les impacts environnementaux a été confiée à des organismes gouvernementaux qui suscitent la participation du public au moment de la soumission d'un projet (Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, 1979, 1985). Il y a sans doute des leçons à tirer des expériences étrangères, mais il semble bien que nous ne soyons pas en reste en ce qui concerne les efforts tentés pour parvenir à une évaluation systématique des impacts environnementaux.

Il est clair que l'obligation légale de prendre en compte les impacts environnementaux a singulièrement compliqué la tâche des organismes chargés de peser le pour et le contre de certains projets en les obligeant à considérer non plus les seuls effets financiers directs («internes») qui entrent dans le calcul de rentabilité, mais également les multiples retombées «externes» de tout ordre de ces projets. Cette réelle difficulté de tenir compte de tous les effets d'un projet explique en bonne partie l'engouement pour les méthodes avantages-coûts, qui offrent d'élégantes stratégies d'analyse permettant de traiter une foule d'éléments complexes et disparates et de produire des résultats nets et évidents.

Intégrant les effets externes et, parmi eux, les impacts environnementaux, les méthodes avantages-coûts fournissent aux autorités concernées une aide à la décision qui simplifie grandement leur tâche en la réduisant en fait à sa plus simple expression : en réalité, lorsqu'il reçoit les résultats d'une analyse avantages-coûts, le décideur n'a guère qu'à constater si oui ou non le ratio avantages/coûts est supérieur à une valeur donnée.

La simplicité et la facilité d'interprétation extrêmes de leurs résultats, synthétisés en un seul ratio, rendent donc les méthodes avantages-coûts terriblement séduisantes aux yeux des décideurs. Fortes de leurs charmes intrinsèques, elles ont bénéficié en 1981 d'une reconnaissance officielle de la part du président Reagan : un décret présidentiel impose désormais aux organismes fédéraux américains de soumettre toute nouvelle réglementation à l'épreuve de la méthode avantages-coûts, consacrée test de validité suprême (Smith, 1984). Favorisées par le coup de pouce présidentiel, les méthodes avantages-coûts sont utilisées plus souvent que toute autre, et il est très rapidement devenu normal d'y avoir recours; c'est ainsi qu'elles se sont mises à profiter de la réputation de supériorité «évidente» dont on crédite a posteriori les pratiques devenues dominantes. Par delà ces considérations de marketing des idées, on trouvera au coeur des méthodes avantages-coûts des postulats et des principes qui en font un produit gagnant dans le contexte sociopolitique actuel (voir ci-dessous le chapitre 5).

Pour les autorités chargées d'évaluer un projet, il est certainement fort commode de pouvoir esquiver tout débat en ne retenant qu'un ratio qui, apparemment en toute objectivité, indiquerait le bon choix. Mais en pareil cas la légitimité de la décision repose largement sur la légitimité de la méthode. Or, les méthodes avantages-coûts, même si elles demeurent nettement

dominantes, font maintenant l'objet de plusieurs critiques et perdent progressivement leur réputation de méthodes irréfutables. Le décideur ne peut plus se fier uniquement au verdict de l'analyse avantages-coûts et il doit de nouveau tenter de jauger des argumentations contradictoires qui n'ont que rarement la rigueur apparente et l'aplomb des méthodes avantages-coûts. Le présent rapport se situe dans ce contexte de débat à la fois méthodologique, épistémologique et politique.

2.2 Tendances actuelles

Avant de clore ce court chapitre d'introduction, indiquons brièvement quelques-unes des questions sur lesquelles on semble avoir beaucoup progressé ces dernières années.

1) À l'origine, on considérait que l'évaluation des impacts environnementaux n'était qu'un exercice purement scientifico-technique (on croyait en outre, et on croit souvent encore, que la science est neutre...). On reconnaît maintenant que les valeurs sociales imprègnent et orientent implicitement chacune des étapes d'un processus d'évaluation (Beanlands et Duinker, 1983; Beanlands, 1985; Matthews, 1975; Ghiselin, 1982; Jaakson, 1985). Bien plus, on insiste désormais pour identifier aussi clairement que possible les valeurs en cause, afin qu'elles puissent faire l'objet d'un débat explicite et qu'elles cessent d'être camouflées derrière des considérations techniques : l'évaluation des impacts environnementaux est indissociablement d'ordre scientifique et d'ordre social et politique.

2) Non seulement reconnaît-on que l'évaluation des impacts environnementaux déborde largement les cadres des sciences bio-physiques, mais encore on admet maintenant que les impacts

bio-physiques et socioéconomiques du développement sont très intimement liés entre eux et qu'ils ne peuvent pas être séparés dans une analyse des impacts (Whitney, 1985; Basta et Bower, 1977; Isard, 1972; Kneese, 1971; Lonergan, 1981; Victor, 1972; Lea, 1985; Hufschmidt, 1983; Regier et Rapport, 1977; Russel, 1975). Cela a fait naître toute une gamme de techniques aux critères multiples destinées à résoudre le problème de l'évaluation de phénomènes disparates (Maclaren, 1985, Hill, 1968; McAllister, 1980; Nijkamp, 1980; Hufschmidt, 1983), dont bon nombre ne peuvent être évalués en termes monétaires.

3) De nos jours, il est admis que nos capacités de prévision dans le cadre des sciences bio-physiques et sociales sont très limitées. Aussi, plutôt que de se fier aveuglément à ces fragiles prévisions, on en est venu à proposer une attitude plus modeste et plus réaliste qui ferait de l'incertitude la pierre angulaire de la planification environnementale. Cela conduit à élaborer des concepts comme le «Adaptive Environmental Assessment and Management», d'abord proposé par Holling (1978) et repris par plusieurs autres (Clark et al., 1980; ESSA, 1982; Jones et Greig, 1985; Regier, 1985). Ce concept recouvre essentiellement l'idée d'une planification évolutive où l'on évite d'engager des ressources importantes dès les débuts d'un projet et où on cherche plutôt à le développer lentement, afin de pouvoir le modifier en cours de route pour tenir compte d'impacts environnementaux mal prévus ou carrément inattendus.

4) En ayant à l'esprit les nombreux problèmes mentionnés ci-dessus, notamment ceux qui ont trait à l'identification, à la mesure et à l'évaluation des impacts environnementaux, on considère de plus en plus que les victimes -objectives ou

subjectives- de la pollution ou de toute autre conséquence négative du développement *sont en droit* d'être dédommagés d'une manière ou d'une autre (Grima, 1985; Baril, 1981; Hausmann, 1982; Lake, 1980; Strauss, 1979; Susskind et Weinstein, 1980-1981). On va jusqu'à dire que les frais de compensation des méfaits du développement devraient être inclus dans les coûts directs d'un projet et ne devraient pas être assumés par toute la société (principe de l'internalisation des externalités : Kneese et Bower, 1979; Lea, 1985; etc.).

Nous reviendrons sur ces questions dans le prochain chapitre, en examinant de plus près les problèmes d'identification et de mesure des impacts environnementaux; les questions sur l'évaluation comme telle font l'objet des quatre chapitres suivants.

3. LA DÉTERMINATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Lorsqu'on cherche à calculer les coûts des dommages causés à l'environnement, on concentre habituellement son attention sur l'étape de l'évaluation proprement dite, c'est-à-dire sur la façon d'attribuer un prix à chaque chose. Le déroulement de cette opération ne va pas de soi : il présente un impressionnant éventail de problèmes dont les quatre chapitres suivants examineront différents aspects. Le présent chapitre a pour objet d'aborder brièvement l'étape qui précède l'évaluation, soit celle de la détermination des impacts environnementaux, de leur identification et de leur mesure.

3.1 Une vision anthropocentrique de l'environnement

Jusqu'à récemment, on avait souvent tendance à considérer que l'étape de l'évaluation était la seule à faire vraiment problème et à fournir matière à débat. Certes, on savait que l'étape préalable, qui consiste à déterminer les impacts environnementaux, n'est pas sans présenter de sérieuses difficultés, étant donné notamment la multitude des impacts potentiels; mais il s'agissait, croyait-on, de questions essentiellement scientifiques et techniques et nullement sociales ou politiques.

On estime maintenant que le processus d'évaluation des impacts environnementaux tout entier est influencé par les valeurs et les positions sociales des acteurs, y compris l'étape apparemment technique de la mesure de ces impacts (Matthews, 1975; Ghiselin, 1982). En effet, la définition même de ce que l'on entend par environnement est très circonstancielle. Elle varie et elle évolue selon les contextes (Gariépy et al., 1986:24); en outre, ce sont des critères socialement définis qui orientent le choix,

parmi les composantes de cet environnement socialement défini, de celles que l'on considérera comme importantes et pertinentes.

Les problèmes de détermination des impacts environnementaux sont bien réels; il est en effet pratiquement impossible de tenir compte de tous les impacts et il faut nécessairement faire un choix. Or, l'expérience enseigne que l'on sous-estime fréquemment l'ampleur de certains impacts qui, à la longue, se révèlent lourds de conséquences. Cette sous-estimation s'explique le plus souvent par l'ignorance : ne connaissant pas la portée de tel ou tel élément, on ne jugeait même pas nécessaire d'en tenir compte et de le mesurer.

On a longtemps entretenu l'illusion que les progrès de la science auraient tôt fait de régler cette question en permettant de sélectionner de façon objective les composantes de l'environnement à considérer dans chaque cas. Ainsi, certains chercheurs (comme Léopold, 1949) ont affirmé qu'il existerait dans la nature des critères qui transcenderaient nos critères anthropocentriques, étroitement liés aux valeurs sociales d'un lieu et d'une époque et fondés sur nos connaissances limitées. Or, si tant est que de semblables critères naturels existent, le moins que l'on puisse dire est que les recherches en ce sens sont encore loin d'avoir permis de les mettre au jour. En tout cas, les propositions à cet effet ne font pas l'unanimité (Whitney et Maclaren, 1985; voir aussi, ci-dessous, la section 5.2, notamment en ce qui a trait à l'optimum écologique).

3.2 La participation du public à la détermination des impacts environnementaux

Nous sommes donc relativement ignorants des multiples répercussions possibles d'un projet donné sur l'environnement bio-physique et social. Nous sommes particulièrement démunis

lorsque vient le moment de sélectionner les composantes de l'environnement qui devraient faire l'objet d'un examen plus attentif. Certes, dans chaque cas, il y a moyen de tirer profit de l'expérience internationale et surtout d'éviter de répéter les erreurs d'estimation commises à l'occasion de projets similaires : on peut ainsi s'assurer, au minimum, de ne pas faire pire que les autres. Mais le choix des composantes de l'environnement à retenir demeure, de toute façon, socialement déterminé. Le promoteur du projet a une influence particulièrement décisive : il propose sa vision des problèmes et parvient souvent, sinon à l'imposer, du moins à établir le cadre de la discussion et la liste des questions à débattre. Certes, selon les diverses procédures d'examen des projets, il y a presque toujours moyen de rouvrir un dossier et d'ajouter à la liste initiale certaines questions qui préoccupent la population et que le promoteur avait laissées de côté.

Face à cela, il nous semble intéressant d'examiner une stratégie de détermination des impacts environnementaux qui ne permet sans doute pas de dépasser l'anthropocentrisme, mais qui a au moins le mérite de chercher à démocratiser ce processus en y intégrant, dès le départ, la prise en compte des intérêts de la population concernée. Il s'agit donc d'une démarche, non pas plus objective, mais propice à l'expression de la subjectivité d'un plus grand nombre et non plus des seuls analystes chargés de l'étude d'impact, et ce dès la toute première étape du processus. Essentiellement, il s'agit de faire en sorte que les groupes concernés indiquent les composantes de l'environnement qui leur semblent importantes et le poids qu'ils accordent (Whitney et Maclaren, 1985; Beanlands et Duinker, 1983).

La question qui se pose alors est d'identifier les groupes qui seront amenés à orienter l'étude d'impact (Grima, 1985). De prime abord, on songe bien entendu à la population des localités immédiatement touchées par le projet. De plus, on verra se manifester des groupes présentant le syndrome «NIMBY» («not in my backyard», c'est-à-dire «pas dans mon jardin» : voir Armour, 1984; Bacow et Milkey, 1982; Kiell, 1984). Sans être directement touchés par le projet, ces gens seront préoccupés par son impact sur l'ensemble de la société, voire par des questions qui en dépassent le cadre, par exemple la préservation d'une espèce de plantes en voie de disparition.

Plusieurs groupes se manifesteront spontanément et demanderont à être entendus dès l'annonce du projet. Il faut cependant veiller à ne pas oublier ceux qui seront touchés par le projet mais demeureront silencieux, souvent parce qu'ils sont inorganisés. Il est donc important de favoriser l'intervention de tous les groupes potentiellement intéressés; on peut recourir à différentes stratégies, par exemple demander à ceux qui se manifestent et à des leaders d'opinion d'identifier les personnes à interroger. À cet effet, parmi une vaste gamme de techniques favorisant la participation de la population à l'identification des impacts environnementaux (Arnstein, 1969; Fagence, 1977; Jaffray, 1981), certains chercheurs se proclament chauds partisans du recours à un sondage d'opinion mené auprès d'un échantillon représentatif de la population concernée (Maclaren et Whitney, 1984; Finsterbusch, 1977). Ce serait là, selon eux, le meilleur moyen de connaître toute la gamme des opinions et de mettre au jour toutes les inquiétudes de la majorité silencieuse. En revanche, d'autres chercheurs sont tout au plus tièdes face aux sondages d'opinion. D'une part, comme il est déjà plutôt malaisé de recueillir sans la déformer l'opinion véritable d'une population sur des sujets moins brûlants, on ne peut que s'interroger sur la validité d'un sondage

d'opinion en pareilles circonstances. D'autre part, la définition de la population concernée par le projet est elle-même problématique : ainsi, en vertu de quel principe peut-on tracer une frontière délimitant la population éventuellement concernée par l'implantation d'une centrale nucléaire ? Autrement dit, quelle est la population cible ? Quoi qu'il en soit, la participation de la population dès l'étape de l'identification des composantes environnementales susceptibles d'être touchées par un projet est une idée qui fait son chemin (Gariépy, 1986a).

Il ne faut cependant pas se faire trop d'illusions sur les bienfaits de cet appel à la participation, en particulier en ce qui a trait à l'identification d'impacts environnementaux importants qui auraient pu échapper complètement à la vigilance des professionnels chargés de l'étude d'impact. En effet, personne ne vit en vase clos et le discours des experts, véhiculé par les médias d'information, aura tôt fait d'influencer et même de structurer les interventions du public; celles-ci n'apporteront donc pas nécessairement grand chose de neuf ou de différent. Mais il ne faut pas non plus minimiser les bénéfices à tirer de cet exercice de consultation populaire. D'une part, l'expression des attentes et des inquiétudes de la population peut avoir pour effet de renforcer, au sein du groupe d'analystes, une position minoritaire qui autrement aurait été plus ou moins négligée. D'autre part, cette procédure permet de souligner l'importance de composantes environnementales qui pourraient sembler proprement insignifiantes aux analystes mais être très valorisées par certains groupes. En songeant par exemple aux Amérindiens, on imagine que ces divergences d'appréciation de certaines composantes environnementales sont d'autant plus susceptibles d'apparaître que les populations concernées sont culturellement et socialement distinctes des analystes : les Amérindiens sont

différents des experts blancs, les travailleurs manuels des intellectuels, les ruraux des urbains, etc. Enfin, une large participation du public dès les premières étapes d'une étude d'impact peut attirer l'attention sur des éléments connus des résidents mais susceptibles de rester longtemps insoupçonnés des analystes de passage.

En fait, il s'agit souvent non seulement d'amener les gens à identifier ce qui est important à leurs yeux, mais encore de tenter d'établir un ordre de priorité parmi les composantes environnementales importantes pour le public et de définir des seuils de tolérance, c'est-à-dire des niveaux d'impacts jugés acceptables (Jaakson, 1985, Maclaren et Whitney, 1984). On constate que cette stratégie d'évaluation des impacts fournit du même coup des informations utiles à l'élaboration d'une stratégie de marchandage plus ou moins formel à laquelle le promoteur pourrait devoir se livrer pour faire accepter son projet par la population. Dans d'autres domaines, il n'est pas rare que la participation soit un prélude à la négociation (et ce n'est pas une mauvaise chose en soi). Cependant, on peut facilement imaginer une utilisation machiavélique de cette procédure d'identification des composantes environnementales jugées importantes; il n'est pas impossible qu'elle soit menée comme une opération de marketing, à seules fins de reconnaître le terrain et de localiser les points de résistance pour mieux préparer la vente du projet; c'est là un danger réel. Dans le cadre d'une foule d'organisations, il est fréquent que la participation ne donne pas plus de pouvoir aux personnes qui sont invitées à participer. Souvent, elle s'insère plutôt dans une stratégie d'augmentation du pouvoir de ceux qui la proposent et en contrôlent les mécanismes. Parfois même, la participation n'a d'autre effet que de tout simplement consolider la position des détenteurs du pouvoir

(Godbout, 1983). Dans la même veine, il ne faudrait pas que la consultation par voie de sondage et la participation soient utilisées comme de *parfaits substituts* aux formes plus classiques de consultation populaire que sont les élections et les référendums. Certaines questions que soulève l'évaluation des impacts environnementaux sont très nettement de nature politique et doivent être traitées comme telles dans le cadre des institutions politiques et selon des procédures reconnues comme démocratiques.

En revanche, il ne faut pas non plus tout rejeter en bloc : il serait malheureux de négliger cette nouvelle possibilité pour le public d'infléchir les études d'impact et, par là, d'orienter la réalisation d'un projet dans une direction plus conforme à ses valeurs et à ses désirs.

3.3 L'estimation des impacts environnementaux

Avant même de songer à évaluer les impacts environnementaux, il faut bien entendu les identifier et les mesurer. Il n'est pas inutile de répéter que nous sommes ignorants quant à ces impacts. Or, on ne songera pas à mesurer et encore moins à évaluer des impacts dont on ne se doute même pas. Cette lapalissade mérite d'être énoncée : il ne manque pas d'exemples de véritables bombes à retardement qui, un jour ou l'autre, finissent par exploser en prenant tout le monde ou presque par surprise. Qui donc se méfiait des BPC, qui donc soupçonnait le danger des dépotoirs oubliés comme celui de Love Canal ? Même les adversaires les plus acharnés du projet hydro-électrique de La Grande n'avaient pas imaginé que la mise en eau des réservoirs provoquerait une pollution au mercure aussi grave que celle que l'on constate actuellement.

Et encore, lorsque l'on cherche à prévoir et à estimer les impacts environnementaux, on tient compte non pas de la pollution elle-même mais des nuisances occasionnées telles que les perçoivent ou les appréhendent les gens; notre vision anthropocentrique de l'environnement peut être «démocratisée» par une plus grande participation du public, mais elle demeure myope.

Une fois que l'on a identifié certains impacts, il faut encore en estimer l'ampleur et en prévoir les répercussions. À cette étape, le problème est relativement plus simple puisque, par définition, on n'a retenu que les impacts potentiels dont on a appris à se méfier par expérience. Il sera alors possible de baser l'estimation sur les résultats d'analyses a posteriori de projets semblables. On commandera les études nécessaires ou on trouvera ces informations dans la vaste littérature consacrée à ce sujet (ERL, 1984; Hufschmidt, 1983; Mitchell, 1975; Basta et Bower, 1982).

Il s'agit tout d'abord d'estimer la quantité et la qualité des «résidus» (Kneese et Bower, 1979; Bower, 1977; Russell et Vaughan, 1976) qui seront produits par le projet. Parmi les approches possibles (Hufschmidt, 1983), celle de la boîte noire, par exemple, consiste à appliquer certains coefficients pour calculer la quantité de résidus; par exemple, on estimera la quantité de résidus produits par un incinérateur en utilisant des coefficients donnant la quantité de dioxine ou de SO_2 émis par tonne d'ordures brûlées.

Il faudra ensuite estimer les effets de ces résidus sur les systèmes bio-physiques. Alors que certains effets touchent directement les humains (bruit, poussière, odeur, etc.), la plupart les atteignent indirectement, par l'intermédiaire de divers systèmes bio-physiques, par exemple les chaînes alimentaires. Là encore, on peut la plupart du temps recourir à des études qui ont déjà fouillé ces questions.

Puis il s'agira d'estimer les effets des résidus sur les récepteurs (humains, animaux et végétaux). C'est l'objet, par exemple, de la recherche épidémiologique, dont le but est d'isoler et de mesurer, chez les récepteurs, les changements attribuables à des modifications de l'environnement causées par le rejet des résidus produits par le projet.

Finalement, on classera les impacts prévus selon qu'ils sont importants ou négligeables. Un impact sera jugé important s'il représente une transformation majeure en elle-même, s'il perturbe des éléments essentiels du point de vue écologique ou encore s'il agit sur des éléments auxquels la population attache une grande importance (Beanlands et Duinker, 1983; Christensen et al., 1976). Ce sont ces impacts qu'on cherchera à traduire en termes monétaires.

La suite de notre rapport vise spécifiquement à faire un bilan des forces et des faiblesses des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux. Il faut donc l'aborder en gardant en tête l'incertitude et la fragilité de l'estimation en termes bio-physiques des impacts environnementaux puisque c'est sur cette estimation que repose l'évaluation subséquente : la meilleure évaluation monétaire ne pourra jamais atteindre un degré de fiabilité supérieur à celui de la prévision. Il ne faudrait donc surtout pas croire que les questions essentielles ne concernent que l'étape de l'évaluation : encore faut-il, au préalable, identifier puis estimer les effets directs et indirects, du moins ceux qui sont prévisibles en l'état actuel de nos connaissances. Or, on découvre constamment de nouvelles répercussions dramatiques mettant en cause des résidus considérés jusque-là comme inoffensifs; la série noire des catastrophes écologiques (OCDE, 1985b:177-187) devrait nous inciter à plus de prudence et de modestie par rapport à nos capacités de prévision et d'évaluation des impacts environnementaux.

4. LA MÉTHODE DU CALCUL DE RENTABILITÉ

La science économique de tradition libérale se fixe comme objectif d'étudier les règles d'allocation de ressources rares entre divers usages de façon à atteindre avec le maximum d'efficacité les objectifs que les individus et les sociétés se fixent en toute liberté. Cet énoncé contient en germe l'essentiel du débat qui oppose économistes et écologistes.

Bien que l'économique et l'écologie partent toutes deux du constat que les ressources sont rares, elles divergent dès le point de départ : l'économique fait de la satisfaction des désirs de l'homme l'objectif suprême, alors que l'écologie voit dans le respect des exigences du milieu naturel un objectif proprement prioritaire.

Presque par définition, l'économique voit dans les ressources naturelles des moyens de satisfaire les désirs de l'homme, tandis que l'écologie y voit des rouages essentiels d'un vaste système d'interdépendances dont fait d'ailleurs partie l'homme, au même titre, ou presque, que l'ensemble des ressources naturelles.

La vision anthropocentrique de l'économique marque à la fois la macro-économie et la micro-économie. Au niveau macro-économique, les méthodes de calcul du produit national brut ne font aucune distinction entre les activités humaines qui donnent lieu à une destruction des ressources et celles qui les mettent en valeur, entre les productions qui sont sources de nuisances et celles qui ne le sont pas, entre celles qui conduisent à un gaspillage et celles qui permettent des économies (de ce point de vue, très souvent, la notion de PNB accorde même une plus grande valeur aux premières qu'aux secondes : un bon fonctionnement, efficace et

économe ne contribue pas autant à l'augmentation du PNB qu'une cascade de très graves accidents qui bloquent toute opération mais entraînent chaque fois de coûteuses réparations)...

Au niveau micro-économique, le même biais anthropocentrique marque les méthodes si généralisées du calcul de rentabilité. Ce calcul vise à estimer le profit, notion centrale de la théorie de la production en micro-économie; le profit est vu comme le centre des motivations des agents de production et comme le résultat d'une série d'échanges impliquant des producteurs et des ménages qui recherchent, tous, leur intérêt particulier.

4.1 Les objectifs du calcul de rentabilité

Le calcul de rentabilité se situe au point de jonction de la comptabilité et de la science économique. Il a pour objectif d'estimer précisément le profit qu'un agent économique donné peut tirer d'une activité ou d'une série d'activités de production ou d'échange.

Ce simple énoncé donne cependant lieu à deux visions différentes. La notion comptable de profit implique une comparaison des recettes et des déboursés liés à un projet ou à une activité, la différence entre les premières et les seconds étant le profit comptable.

La notion économique de profit résulte, quant à elle, d'une comparaison du profit comptable d'un projet avec le profit comptable moyen qu'on pourrait escompter en plaçant ses ressources (capital, travail, etc.) ailleurs. Le profit économique ne comprend donc que la partie du profit comptable qui excède le rendement moyen.

La spécificité du concept économique de profit tient au fait que l'économique envisage avant tout le profit dans le contexte de la recherche d'une allocation optimale des ressources. C'est d'ailleurs cette préoccupation qui conduit à comparer systématiquement le taux de rentabilité interne d'un projet avec le taux d'intérêt du marché (celui-ci est souvent difficile à identifier précisément) et incite à ne tirer de conclusions quant à la rentabilité économique du projet qu'à partir de cette comparaison.

Puisque le calcul de rentabilité vise à déterminer la meilleure utilisation économique de certaines ressources par un agent donné, il est normal qu'il ait recours aux méthodes d'actualisation et prenne en considération les frais de financement des projets étudiés. L'actualisation permet en effet de comparer deux projets concurrents comportant des étalements différents des dépenses et des recettes dans le temps. Quant aux frais de financement, ils sont inclus dans le calcul parce qu'ils constituent des coûts réels pour l'agent responsable du projet.

4.2 Importance de la définition de ce qui est «interne» et de ce qui est «externe» dans le calcul de rentabilité

Si le concept économique de profit cherche à dépasser le concept descriptif de profit comptable afin de mieux orienter la prise de décision de l'agent économique et de favoriser une meilleure allocation de ses ressources, il ne prétend cependant pas déborder la rationalité propre de cet agent. S'il ne le fait pas, c'est en bonne partie pour des raisons pratiques : l'agent économique cherche avant tout à déterminer ce qui est dans son meilleur intérêt; mais c'est aussi parce que la théorie économique libérale prétend démontrer (et elle prétend beaucoup plus qu'elle ne démontre) qu'en maximisant consciencieusement ses profits

propres, pour peu qu'il évolue dans un contexte de concurrence pure et parfaite, l'agent économique ne peut que favoriser la réalisation de l'optimum social.

Cette règle, qui a fait couler tant d'encre, ne prévaut qu'à de très nombreuses conditions (concurrence pure et parfaite, information parfaite, rationalité et efficacité des producteurs, etc.). Elle exige aussi que, dans sa prise de décision, l'agent économique soit amené à «internaliser» tous les coûts et toutes les recettes associés au projet considéré. Parmi ces coûts et ces recettes devraient donc être inclus les coûts et les recettes correspondant à des impacts environnementaux négatifs ou positifs; or ce n'est pratiquement jamais fait.

Si tel était le cas et si toutes les conditions supposées par le raisonnement microéconomique libéral étaient remplies, l'optimum social défini par les économistes pourrait théoriquement être atteint et le calcul de rentabilité serait tout à fait adéquat pour guider les multiples agents économiques vers sa réalisation.

Malheureusement, les conditions nécessaires ne peuvent pour ainsi dire jamais exister parfaitement, notamment à cause de l'existence de coûts de transport et de multiples obstacles aux échanges libres, mais aussi à cause de l'existence de ce qu'il est convenu d'appeler les effets externes, qui débordent les cadres d'un projet particulier et ne sont pris directement en compte ni par le marché ni, a fortiori, par l'agent responsable du projet.

Du point de vue de l'évaluation des impacts environnementaux, nous touchons ici, pour ainsi dire, au «péché originel» du raisonnement économique et, plus particulièrement, du calcul de rentabilité, du

moins si l'on admet que l'optimum social défini par les économistes est compatible avec l'optimum écologique défini par les environnementalistes, ce qui est une autre question fondamentale. La pollution de l'air, de l'eau et du sol compte sans conteste parmi les principaux effets externes que le calcul de rentabilité ignore systématiquement dans un contexte où l'agent économique n'est pas forcé (par législation ou autrement) d'internaliser de tels effets.

4.3 Raisons théoriques du poids déterminant du calcul de rentabilité dans la prise de décision publique

Le jugement porté plus haut sur les limites du calcul de rentabilité est tout à fait conforme à la pensée économique actuelle. Il n'en demeure pas moins que le calcul de rentabilité apparaît comme une méthode d'aide à la prise de décision économique véritablement taillée sur mesure pour le décideur privé : redevable à ses bailleurs de fonds et à eux seuls, et soucieux de survivre et de réaliser le profit maximum, le décideur privé doit songer uniquement à ses propres intérêts, sans se préoccuper de quoi que ce soit d'autre, telle est la règle du jeu. D'ailleurs, à notre époque où les discours nous présentent l'entrepreneur comme personnifiant les idéaux de nos sociétés et où plusieurs confondent les intérêts collectifs et les intérêts d'une compagnie ou d'un individu, on considère parfois le calcul de rentabilité comme «la» méthode la plus valable, partout, pour tous et toujours, ce qui est pour le moins abusif. Cependant, dénigrer aveuglément cette méthode ne conduit nulle part. Il vaut mieux chercher à en identifier les forces et à en expliquer l'influence.

Le premier avantage du calcul de rentabilité réside dans l'utilisation qu'il fait de données vérifiables, les prix du

marché; bien entendu, l'avantage du recours au marché n'est pas aussi évident dans le cas de biens qui ne font pas l'objet de transactions; toutefois, cette réserve ne tient guère si l'on songe que le calcul de rentabilité ne concerne de toute façon que les seules transactions mettant directement en cause le promoteur. Cet atout est d'autant plus fort que le calcul de rentabilité s'appuie aussi sur la théorie comptable, ce qui lui confère une grande crédibilité. Or, dans la mesure où cette crédibilité s'appuie sur celle de la comptabilité, elle n'est pas d'une robustesse à toute épreuve : il est bon de rappeler que c'est avant tout l'impeccable exactitude arithmétique de la tenue de livres, et non de la comptabilité comme telle, qui permet à la comptabilité de demeurer crédible malgré certains écarts associés au «creative accounting» (comptabilité créatrice), par lequel des comptables fabriquent des chiffres qui coïncident mieux que la réalité avec les intérêts de leurs clients (Gambling, 1977: 1950). Par ailleurs, autre avantage, l'utilisation d'une seule unité de valeur, le dollar, permet de tirer des conclusions nettes de la simple addition ou soustraction des divers éléments du calcul. Enfin, les limites mêmes de l'analyse, confinée aux seuls intérêts d'un agent économique pris individuellement, permettent de mieux circonscrire la question et de mieux en saisir tous les éléments pertinents de son point de vue.

Ce dernier point est d'autant plus important que la perspective adoptée par le calcul de rentabilité, quoique limitée, permet en pratique d'identifier les enjeux immédiats de la prise de décision en mettant l'accent sur les intérêts des premiers intéressés. Elle permet aussi d'établir un lien direct entre les conséquences d'une mauvaise décision et les pénalités économiques qu'elle fait encourir.

Toutes ces caractéristiques confèrent au calcul de rentabilité une fiabilité exceptionnelle, quoique limitée bien entendu, qui le rend pour ainsi dire indispensable dans la prise de décision privée. Le caractère de quasi-fétiche que lui donne sa forme quantitative en a même conduit plusieurs à l'utiliser à des fins qui dépassent nettement celles pour lesquelles il a été conçu.

Comme nous le verrons dans les chapitres suivants, même ceux qui, conscients de ses limites, ont cherché à déborder de son cadre pour prendre en compte des effets externes au projet considéré ont été fortement marqués par la démarche du calcul de rentabilité. Aussi ont-ils cherché à préserver, dans la mesure du possible, ses principaux caractères : la quantification, l'utilisation systématique du dollar comme unité commune de mesure, le recours aux valeurs du marché, le caractère additif du raisonnement, le souci de coller à la théorie microéconomique, l'utilisation du taux d'intérêt comme balise, etc. Cela a donné la méthode de l'avantages-coûts. Fille légitime du calcul de rentabilité, l'avantages-coûts en a hérité une réputation de rigueur et d'exactitude. Il était donc utile, pour la suite de notre propos, d'égratigner quelque peu, comme nous venons de le faire, la réputation du calcul de rentabilité en la ramenant, en fait, à de plus justes proportions : le calcul de rentabilité est très certainement une méthode efficace, exacte et rigoureuse dans les cas de décisions privées, mais seulement dans ces cas-là. Le lien de descendance directe entre le calcul de rentabilité et l'avantages-coûts entraîne également une lourde hérédité théorique : les principes de la microéconomie sont porteurs de tares comme l'anthropocentrisme ainsi que d'autres formes de myopie. Bref, l'examen du pedigree et de la genèse de l'avantages-coûts incite a priori au scepticisme face à ses promesses.

5. L'ANALYSE AVANTAGES-COÛTS

La méthode avantages-coûts constitue la contribution la plus ambitieuse de la science économique à l'évaluation des impacts environnementaux. Elle se caractérise par un effort systématique d'évaluation des coûts et des avantages sociaux à partir des seuls indicateurs du marché; en fait, fréquemment, les choses n'ont pas de prix comme tel parce qu'elles ne font l'objet d'aucune transaction et l'intérêt de l'avantages-coûts réside justement dans sa faculté de faire comme si tout était transigé sur le marché et y trouvait son juste prix. Afin de bien saisir la portée et les limites de cette méthode, il importe d'en examiner successivement divers aspects, dont celui de ses objectifs.

5.1 Objectifs de l'avantages-coûts

La microéconomie et la macroéconomie constituent les deux volets de la pensée économique libérale. La théorie des prix et des coûts relève de la microéconomie, qui étudie la logique des agents économiques pris isolément. Quand vient le moment d'estimer des valeurs sociales, la macroéconomie est impuissante, alors que la microéconomie ne peut offrir que la logique élaborée pour expliquer la formation des prix du marché à partir d'une rationalité privée. En somme, faute de pouvoir aborder directement la question macroéconomique des avantages et des coûts sociaux, l'économique en est réduite à utiliser les outils de la microéconomie : cela donne lieu à l'avantages-coûts.

Les objectifs de la méthode avantages-coûts (qu'on pourrait aussi appeler «calcul de rentabilité sociale») consistent à dégager l'intérêt collectif à partir essentiellement d'indicateurs privés, mais aussi à réaliser cette opération en préservant les grands traits du calcul de rentabilité : la traduction de toutes les valeurs en dollars, l'additivité, l'utilisation des prix du marché, etc.

Dans le cas de l'étude d'impacts environnementaux, à la conciliation de l'optimum social avec l'optimum privé, l'avantages-coûts ajoute implicitement l'objectif de la conciliation de l'optimum social avec l'optimum écologique. Cette triple adéquation recherchée entre les concepts de l'optimum privé, de l'optimum social et de l'optimum écologique soulève de très nombreuses questions que nous abordons maintenant.

5.2 Problème de la définition de l'optimum social et de l'optimum écologique

La théorie économique libérale avance que, dans certaines conditions idéales (concurrence pure et parfaite, information parfaite, absence de toute entrave aux échanges, etc.), les multiples optima privés définis par rapport à chaque agent économique sont tout à fait compatibles avec l'optimum social correspondant au fameux critère de Pareto.

Selon ce critère, est optimale toute situation qui ne saurait être améliorée sans qu'au moins un agent économique voie sa propre situation se détériorer. L'avantage, si l'on peut parler ainsi, d'un tel critère provient du fait qu'il permet de déclarer une situation optimale en évitant soigneusement de comparer les niveaux de satisfaction atteints par les divers agents économiques impliqués. On arrive ainsi à évacuer de la recherche de l'optimum social toute référence au concept d'équité, ce qui n'est quand même pas banal lorsque l'on utilise le terme d'optimum «social», et à ne privilégier qu'une seule considération, celle de l'efficacité dans l'allocation des ressources. C'est d'ailleurs cette notion qui sous-tend le concept de coût d'opportunité, qui joue un rôle si important dans la théorie des coûts en microéconomie.

Bien plus, les conditions idéales supposées dans l'approche économique libérale sont telles qu'en théorie la poursuite de ses intérêts propres par chaque agent économique conduit spontanément à la réalisation de l'optimum social, sans qu'un quelconque gouvernement ou organisme collectif n'ait à intervenir. Cela suppose évidemment que la «mécanique» économique soit sans faille, mais aussi qu'il n'y ait aucune différence ou du moins incompatibilité entre ce que chaque citoyen souhaite pour lui-même et ce qu'il souhaite pour les autres.

En termes plus philosophiques, on peut dire que cela suppose qu'il n'existe aucune différence entre les valeurs «subjectives» des citoyens-agents économiques et leurs valeurs «éthiques». En pratique, cette différence existe. On peut très bien admettre que la cigarette est un mal social et continuer à fumer. De même, on peut favoriser le développement du transport en commun tout en n'utilisant que son véhicule personnel. Or le marché ne peut enregistrer que les valeurs «subjectives», dans la mesure où elles seules conduisent à des transactions effectives (par exemple, à l'achat de cigarettes et de véhicules personnels), du moins dans le cas où il n'y a pas d'organismes publics.

L'existence de valeurs éthiques étant incontestable, on peut se demander s'il est acceptable de tenter, comme le fait l'avantages-coûts, de définir un optimum social sans passer par le processus politique. On pourrait même aller jusqu'à contester que les décisions basées sur les valeurs subjectives soient des indicateurs valables des valeurs éthiques des citoyens. Dans une telle perspective, la définition de l'optimum social devrait être indépendante, ou du moins distincte de celle des optima privés.

Même poursuivie indépendamment, la recherche de l'optimum social est semée d'embûches. Les variables «temps» et «espace» la

rendent hasardeuse. On peut en effet se demander si un même optimum social peut être également valable à court, à moyen et à long terme, pour un espace donné et pour l'ensemble de l'espace économique. Quel poids relatif convient-il de donner à un avantage ou à un coût attachés à un espace rapproché ou éloigné ? Il n'existe malheureusement pas de réponse toute faite à une telle question. Le débat entourant le concept de «taux d'actualisation social» (sur lequel nous reviendrons) provient de là.

Si l'avantages-coûts se fixe explicitement l'objectif de faire le pont entre les concepts économiques d'optimum privé et d'optimum social, ce qui est déjà toute une gageure, il n'est pas sûr qu'il soit en mesure de se fixer comme objectif de rendre compatibles le concept d'optimum socioéconomique et celui d'optimum écologique. Il y a à cela plusieurs raisons.

Tout d'abord, le concept d'optimum écologique renvoie à une logique totalement différente de la logique économique (Norgaard, 1985). Cette dernière voit dans les ressources naturelles de simples outils servant à réaliser les désirs humains, l'homme étant vu comme le maître de la nature, et les désirs humains comme la fin la plus noble vers laquelle la nature puisse être orientée. Dans cette perspective, l'environnement serait composé d'éléments divisibles et allouables séparément; enfin, tout comme le serait le marché selon la théorie microéconomique, l'environnement serait parfaitement adaptable à n'importe quelle contrainte ou demande, et capable d'aller et venir indéfiniment d'un «équilibre» à l'autre pour s'ajuster aux besoins. L'écologie, au contraire, considère que la capacité d'adaptation de l'environnement est limitée et que le ressort d'ajustement peut se briser, de sorte que certaines modifications sont irréversibles. De plus, il serait foncièrement erroné de raisonner comme si l'environnement n'était qu'une réunion d'éléments divisibles plutôt qu'un système

cohérent et articulé; de ce point de vue, il serait prétentieux, insensé et même carrément dangereux pour la survie de l'espèce humaine de jouer à l'apprenti sorcier en voulant manipuler certains éléments d'un ensemble dont on connaît mal le fonctionnement et dont, de toute façon, on ne se préoccupe pas.

La conciliation de ces deux visions pourrait ne pas être nécessaire si l'écologie proposait une solution de rechange opérationnelle à l'avantages-coûts ou au raisonnement économique en matière de prise de décision. Malheureusement, cette solution n'existe pas encore et l'écologiste est trop souvent réduit à adopter une position défensive faute de pouvoir définir clairement les caractéristiques d'un projet écologiquement optimal. Certes, les écologistes ne se bornent pas à faire systématiquement obstacle à tout projet; c'est ainsi que certains interviennent également pour proposer des mesures de mitigation. Il n'en demeure pas moins que les écologistes n'ont que très rarement l'initiative et ce, pour une bonne part, parce qu'ils hésitent à mettre clairement sur la table les conditions qui feraient qu'un projet s'approcherait de ce qu'ils considèrent souhaitable.

Plusieurs critères d'optimalité écologique peuvent être proposés, mais il semble qu'aucun ne soit totalement satisfaisant ou opérationnalisable. Parmi ces critères, mentionnons :

a) la préservation des équilibres écologiques. Ce critère, qui semble être le plus populaire de tous chez les défenseurs de l'environnement, n'est hélas pas aussi simple qu'il y paraît puisqu'il n'existe au fond que des équilibres transitoires, la forêt climacique elle-même ne pouvant se perpétuer éternellement. Bien plus, la conquête d'un nouveau territoire par une espèce, en particulier par une espèce dominante comme l'espèce humaine, a toujours impliqué «naturellement» des perturbations parfois radicales de l'environnement. Il reste

à savoir si ce qui a été considéré jusqu'ici comme «naturel» pour les autres espèces doit l'être maintenant pour l'homme. La notion d'équilibre écologique n'est donc pas un guide infaillible, surtout quand on distingue le court terme et le long terme; et son opérationnalisation devient encore plus problématique lorsque l'on pose la question de la délimitation du territoire à considérer. En réalité, l'objectif des écologistes qui plaident pour la préservation des équilibres écologiques, ce n'est pas tant de stopper toute évolution et de figer l'environnement dans son état actuel, que d'éviter de lui imposer des changements brusques et massifs susceptibles, à la longue, de déborder sa capacité d'absorption et de provoquer, si on n'intervient pas pour faciliter l'adaptation, des transformations irréversibles ou pratiquement irrémédiables. Cette question de l'irréversibilité nous ramène en fait directement à celle de notre ignorance relative du fonctionnement des écosystèmes, des seuils en deçà desquels les transformations sont tolérables et des seuils au-delà desquels les mécanismes d'adaptation se dérégleraient;

b) la préservation de l'énergie. Ce second critère a plusieurs avantages sur le premier. Il est mesurable et permet, comme l'avantages-coûts, d'établir une comptabilité englobant une grande variété de phénomènes. Il se peut qu'il donne un jour naissance à une méthode susceptible de faire une concurrence sérieuse à l'avantages-coûts en matière d'écologie. C'est en utilisant l'énergie comme «monnaie environnementale» que Howard Odum (1983) et d'autres ont mis au point le modèle «systems ecology», qui est à ce jour l'approche la plus cohérente pour évaluer les impacts environnementaux avec la même rigueur que l'avantages-coûts. À vrai dire, les modèles élaborés par Odum utilisent comme intrants et comme extrants à la fois l'énergie et les dollars, l'équivalence entre ces deux

monnaies étant basée sur le coût de production commerciale de l'énergie. La méthode d'Odum suscite certaines réserves. Elle présente tout d'abord un problème logistique car elle est beaucoup plus complexe et coûteuse en énergie de recherche que l'avantages-coûts. Elle exige en effet, non pas une compilation de sources secondaires, mais bien un important travail de collecte de données de première main sur des processus physiques. Ensuite, comme le notait Passet (1979:197-198), si la mesure de l'énergie est fidèle, en ce sens que les termes ne varient ni dans le temps ni dans l'espace, on ne peut pas en dire autant des mesures en termes monétaires, qui sont extrêmement volatiles; il s'ensuit que le taux de change monnaie-énergie est toujours spécifique à chaque cas. De plus, et cette réserve ne concerne plus exclusivement la méthode d'Odum, le critère de la préservation de l'énergie, tout comme l'avantages-coûts, rend difficilement compte d'aspects qualitatifs importants de la réalité, entre autres de divers types de pollution. Enfin, comme le critère précédent, il conduit à considérer le plus souvent que l'action de l'homme ne peut être que négative (alors que l'action de toutes les autres espèces ne saurait être envisagée de façon aussi sommaire);

c) la mise en valeur de l'environnement par la maximisation de la biomasse. Ce critère serait supérieur aux deux premiers dans la mesure où il permettrait d'identifier certaines interventions de l'homme comme positives et d'autres comme négatives. Par biomasse, on entend la quantité de matière vivante d'un espace donné; la biomasse se prête à la quantification et l'objectif de maximisation de la biomasse se défend d'un point de vue écologique. Cependant il peut, comme dans le cas précédent, conduire à négliger des aspects

qualitatifs importants du problème, deux quantités égales de matières vivantes n'étant pas forcément qualitativement comparables;

d) la maximisation de la néguentropie. Le second principe de la thermodynamique constitue une des bases les plus importantes de la science de l'environnement. Ce principe veut que toute transformation de l'énergie s'accompagne d'une dégradation de sa qualité; l'accroissement de l'«entropie» exprime le degré de dégradation énergétique d'un système. L'entropie est une mesure de l'état de «désordre» du système; par contre, la néguentropie constitue un indice de la complexité et de l'ordre du même système. Les concepts d'entropie et de néguentropie ont une résonnance qui va au-delà du domaine physique : ils s'appliquent aussi au monde de l'information et de l'intelligence. La néguentropie est donc un indice scientifique de qualité qui est souvent mesurable et qui peut théoriquement prendre en compte la contribution de l'intelligence humaine à la progression de l'ordre complexe de la biosphère. Le jour où cet indice serait tout à fait opérationnalisé, il pourrait non seulement remplacer l'avantages-coûts dans le domaine de l'environnement, mais encore le remplacer partout ailleurs. Malheureusement, la science n'en est pas encore là.

La conciliation des concepts d'optimum socioéconomique et d'optimum écologique pose de grands problèmes, car ces notions sont plus souvent concurrentes que complémentaires. Par exemple, l'analyse économique tend systématiquement à privilégier le présent, l'ici et l'individu, par opposition au futur, à l'ailleurs et à l'écosystème, alors que l'optimum écologique se définit avant tout par rapport au futur, au global, à tous les groupes humains et à l'ensemble de la biosphère.

5.2. Principes de base de l'avantage-coûts

Après avoir mesuré l'ambition et même la témérité de l'objectif de l'avantages-coûts, attardons-nous maintenant à en examiner les principes de base. Le premier a trait à la volonté de procéder à une analyse convergente de toutes les incidences sociales du projet étudié. L'avantages-coûts masque les points de divergence et force une convergence de l'évaluation, d'une part en traduisant toutes les valeurs en dollars, d'autre part en procédant à une addition ou à une soustraction des valeurs monétaires obtenues. Notons que ce principe fondamental de l'avantages-coûts est emprunté directement au calcul de rentabilité.

Ce premier principe, que nous appellerons le principe d'additivité, conduit à adopter d'autres principes, tout aussi importants : ceux de l'analyse marginaliste.

Le marginalisme a profondément marqué la pensée économique libérale. Il conduit le plus souvent à chercher les indices de la réalisation de l'optimum dans les caractéristiques de ce qui se passe à la marge, c'est-à-dire au niveau du dernier dollar dépensé. L'analyse marginaliste attribue toutes les conséquences d'une dépense au dernier dollar dépensé, quel qu'ait pu être le rôle des dépenses antécédentes dans le déclenchement des effets.

Ce principe conduit à un principe corollaire célèbre : celui du «Bygones are bygones» (le passé c'est le passé). Suivant ce principe, toutes les dépenses antérieures doivent être négligées lorsque vient le moment de prendre une décision à propos de nouvelles dépenses.

L'ensemble des principes marginalistes suppose que tous les phénomènes évalués sont décomposables de façon additive et que le

tout est toujours uniquement la somme des parties. Cette vision des choses est fort limitative quand les projets étudiés impliquent des systèmes complexes et des économies externes, qui, par définition, débordent du cadre marginaliste. C'est très précisément le cas de l'étude des impacts environnementaux, déséconomies externes par excellence, puisqu'un écosystème n'est pas réductible à la somme des éléments qui le composent.

La nature marginaliste de l'avantages-coûts conduit aussi à n'analyser un projet qu'en termes d'impacts sur les flux et sur les variations «à court terme» de la valeur des «actifs». Dans le cas d'impacts environnementaux, ce choix pose de graves problèmes dans la mesure où, justement, l'une des plus importantes préoccupations des écologistes concerne l'impact des initiatives humaines sur les ressources naturelles : celles-ci sont précisément des «actifs» dont la valeur à long terme est difficilement prise en compte par l'avantages-coûts, notamment à cause du rôle du taux d'actualisation.

L'utilisation du dollar comme unité commune de mesure est pratiquement exigée par l'adoption des principes d'addivitité et d'analyse marginaliste. Mais elle oblige à supposer que les valeurs monétaires observées sont le résultat d'une situation de concurrence pure et parfaite (rien de moins) et sont compatibles avec la recherche de l'optimum social. Cette dernière condition suppose, en particulier, que l'on écarte toutes les questions d'équité. Dans ce cadre, les besoins des individus n'existent pas comme tels; en effet, le marché n'enregistre les besoins que dans la mesure où les individus sont disposés à payer une certaine somme pour les satisfaire, et l'importance accordée à ces besoins est proportionnelle à la somme consentie. Conséquemment, un besoin vital comme, par exemple, celui de respirer un air relativement pur n'est pas aussi important pour tous, parce qu'il

ne vaut pas autant, c'est-à-dire parce que tous les hommes ne peuvent pas et (donc) ne veulent pas consacrer les mêmes ressources à sa satisfaction : dans cette perspective, la santé a bel et bien un prix, mais un prix différent pour chacun, en fonction des préférences individuelles certes, mais aussi en fonction du pouvoir d'achat. Deuxièmement, lorsque l'on raisonne comme si les valeurs observées étaient compatibles avec la recherche de l'optimum social, on suppose qu'il n'y a aucune différence entre les valeurs subjectives (qui sont les seules que le marché est en mesure d'enregistrer) et les valeurs éthiques, qui devraient être à la base de toute définition d'un optimum social.

L'avantages-coûts imite aussi le calcul de rentabilité dans l'utilisation qu'elle fait du taux d'actualisation. Une telle utilisation pose cependant plus de problèmes dans le cas de l'avantages-coûts que dans celui du calcul de rentabilité. Tout d'abord, le taux d'actualisation social peut, en théorie, différer significativement du taux d'intérêt du marché. Aussi sa fixation à un niveau donné introduit-elle une bonne part d'arbitraire. L'idée même qu'un tel taux d'actualisation sociale doive exister ne fait d'ailleurs pas l'unanimité chez les théoriciens de l'avantages-coûts. Or cette question est fondamentale, dans la mesure où ce taux joue, dans l'avantages-coûts, un rôle déterminant dans l'identification d'un projet comme souhaitable ou non souhaitable.

L'ensemble des principes que nous venons d'évoquer sont calqués sur ceux du calcul de rentabilité. Il y a cependant un point où les approches diffèrent : celui de la comptabilisation des frais de financement. Du fait qu'elle ne cherche à établir que la désirabilité sociale d'un projet, l'avantages-coûts néglige les modalités de financement, car celles-ci relèvent, pourrait-on

dire, de la comptabilité interne et non externe de la société. Dans le cas du calcul de rentabilité, la situation est tout à fait différente et il faut tenir compte des frais de financement, qui ont une incidence majeure sur la rentabilité d'un projet privé.

5.4 Forces de l'avantages-coûts

Après avoir exposé les principes fondamentaux de l'avantages-coûts et avant d'en exposer les lacunes, il convient de s'interroger tout d'abord sur les raisons qui ont permis à cette méthode de s'imposer. Nous distinguerons ici quatre raisons.

La première tient au fait que cette méthode a été élaborée sur les bases théoriques de la microéconomie. Ces bases ne sont peut-être pas au-dessus de tout soupçon; cependant, elles ont l'énorme mérite d'être claires et explicites. Cette rigueur théorique réduit en principe la marge d'improvisation qui accompagne l'application de la méthode, ce qui inspire confiance malgré toutes les réserves qu'on peut exprimer à son endroit. Par ailleurs, le fait de s'appuyer sur les théories économiques actuellement dominantes confère automatiquement à l'avantages-coûts un surcroît de légitimité. Alors qu'il faudrait défendre la crédibilité de toute autre référence théorique, le lien de l'avantages-coûts avec l'économie de tradition libérale la fait bénéficier de la force tranquille et de l'assurance d'une théorie «qui a fait ses preuves» aux yeux de ceux que ses lacunes ne heurtent pas.

La seconde raison est que l'avantages-coûts utilise au maximum les valeurs observables du marché. On peut mettre en cause la valeur de ces indicateurs quand il s'agit de déterminer l'optimum social; il n'en reste pas moins qu'il est très difficile de les remplacer par d'autres indices qui soient à la fois significatifs et

empiriquement mesurables. Il est vrai que cette justification ressemble à celle de l'ivrogne qui cherchait ses clés au pied d'un réverbère plutôt qu'à l'endroit où il croyait les avoir perdues; il était persuadé que ses clés n'étaient pas tombées près du réverbère, mais là, au moins, il faisait suffisamment clair pour les chercher : il n'est pas évident qu'il soit bien raisonnable de chercher du côté du marché une indication de la valeur d'une espèce animale en voie de disparition, mais là au moins on est sûr de finir par trouver une valeur quelconque. Si les valeurs du marché ne sont pas les meilleures, elles n'en sont pas moins vraisemblablement celles qui paraissent les plus convaincantes dans la plupart des cas.

La troisième raison de la faveur de l'avantages-coûts découle de la valeur symbolique de la monnaie et de son caractère de fétiche. Le fait que cette méthode produise des résultats exprimés en termes de dollars constitue une arme psychologique majeure entre les mains des économistes qui en font la promotion. Cet aspect est d'autant plus important que ces résultats sont généralement confrontés à ceux du calcul de rentabilité, également exprimés en dollars.

Le dernier facteur favorable à l'avantages-coûts tient à la flexibilité de cette méthode. Chaque projet soulève de nouveaux problèmes théoriques : ici il faut estimer la valeur du temps, là les inconvénients du bruit ou de la laideur... L'avantages-coûts a fait preuve d'une grande capacité d'adaptation face à de tels défis, et plusieurs de ses solutions sont devenues classiques.

5.5 Faiblesses de l'avantages-coûts

L'avantages-coûts repose sur des bases théoriques relativement limpides, et il est donc facile d'en repérer les failles. Les

critiques qu'elle peut s'attirer ne doivent cependant jamais faire oublier son succès.

Le principe d'additivité comporte les désavantages suivants :

1) ce principe et l'analyse marginaliste que l'avantages-coûts lui associe se prêtent mal à l'évaluation d'effets systémiques et d'impacts liés à des externalités. Dans tous les cas où les effets de la somme des phases d'un projet diffèrent de la somme des effets de chacune des phases de ce projet, l'approche marginaliste caractéristique de l'avantages-coûts peut conduire à tirer des conclusions erronées. Bien plus, il suffit de constater que l'ordre même de réalisation des diverses composantes d'un système influe sur les résultats obtenus pour être amené à mettre en question la validité des résultats de l'analyse. Dans le premier cas comme dans le second, l'existence d'un système ou d'économies externes rend l'hypothèse d'addivitité insatisfaisante. La solution de ce problème pourrait résider dans l'analyse comparée de plusieurs systèmes ou scénarios différents plutôt que dans l'analyse marginaliste des différents éléments constitutifs d'un système donné;

2) la remarque précédente fait ressortir le danger d'un usage trop aveugle du principe «Bygones are bygones», corollaire du principe d'additivité. En négligeant systématiquement les impacts des décisions passées, l'avantages-coûts peut conduire le décideur public dans un véritable cul-de-sac ou, pour mieux dire, dans un gouffre sans fond. Ainsi, une mauvaise décision peut conduire à une seconde mauvaise décision, justifiée par le désir de tirer quelque rentabilité de la première mauvaise décision; la seconde mauvaise décision entraînera de même une troisième mauvaise décision, et ainsi de suite (nous nous abstiendrons de donner des exemples trop connus d'un tel processus);

3) dans l'avantages-coûts, le principe d'additivité a avant tout pour utilité de permettre la convergence des éléments soumis au processus d'évaluation et de faire émerger une conclusion claire de la comparaison des avantages et des coûts. Cette convergence forcée masque les points de divergence qui, le plus souvent, surgissent dès qu'on parle de l'optimalité sociale d'un projet. Le fait que l'avantages-coûts ne tienne aucun compte des oppositions que soulève un projet donné constitue une lacune majeure, surtout si l'on songe que tout optimum social devrait théoriquement faire l'objet d'un processus de discussion sociopolitique;

4) non seulement l'avantages-coûts évite-t-elle d'aborder les sources de divergences d'opinion, mais encore cette méthode met le décideur face à un non-choix en débouchant sur une conclusion univoque, toutes les nuances nécessaires à l'établissement d'un jugement éclairé ayant été «lissées» par le rouleau compresseur du principe de l'additivité;

5) normalement, l'additivité suppose la similitude des éléments additionnés («on n'additionne pas des pommes et des oranges»); cette condition élémentaire n'est pas toujours respectée de façon satisfaisante dans le cas de l'avantages-coûts puisque, généralement, cette méthode en est réduite à considérer comme «additionnables» des valeurs dont la fiabilité varie considérablement. D'une part, les coûts et les avantages futurs sont plus hypothétiques que les coûts et les avantages rapprochés dans le temps; d'autre part, les valeurs issues directement du marché sont plus fiables que celles qui sont obtenues au moyen de déductions parfois fort tortueuses. Or le résultat final de la comparaison des coûts et des avantages est très sensible aux moindres erreurs commises dans le calcul des uns et des autres. Généralement, l'estimation des

avantages est plus fiable que celle des coûts, car ceux-ci comprennent des coûts indirects difficilement mesurables et même identifiables (c'est d'ailleurs souvent le cas en ce qui concerne les impacts environnementaux). Notons que, du point du vue de l'exactitude des estimations, l'avantages-coûts est beaucoup plus déficiente que le calcul de rentabilité.

Outre les inconvénients liés à l'additivité, il existe des lacunes rattachées à l'utilisation du taux d'actualisation social. Ces points faibles sont les suivants :

1) la nécessité même de l'actualisation peut être remise en question dans le cadre de l'avantages-coûts. On peut même dire que le principal conflit entre économistes et écologistes tient précisément à l'usage de l'actualisation. L'économiste prétend que les avantages et les coûts qui apparaissent rapidement doivent avoir plus de poids dans le calcul de l'optimum social que les avantages et les coûts qui se font sentir plus tard. Cette position est profondément biaisée en faveur de la société humaine (par opposition aux équilibres naturels), et elle favorise la génération présente par opposition aux générations futures. On peut comprendre que les décideurs présents soient des êtres humains et qu'ils aient tendance à privilégier le futur immédiat au détriment du futur lointain et à penser à leur propre génération avant de penser à celles qui suivent, a fortiori lorsque ce sont des politiciens qui songent à leur réélection. Cependant, ces choix peuvent être contestés du point du vue social (au sens le plus transcendant du terme) et, encore plus, du point de vue écologique. Sur ce point, la position de l'écologiste s'oppose radicalement à celle de l'économiste traditionnel : pour le premier, s'il y a un biais, ce doit être en faveur du futur lointain, des générations à venir et des équilibres

naturels; s'il y a actualisation, les taux d'actualisation utilisés doivent être très faibles, nuls ou même négatifs et augmenter le poids relatif des effets à long terme, positifs ou négatifs. Ce n'est que par le recours à des taux nuls ou négatifs que, par exemple, les effets irréversibles (comme ceux de la disparition d'une espèce) pourront être dûment traités, alors que l'usage actuel de taux positifs conduit automatiquement à minimiser l'importance des effets irréversibles. Notons que cette position écologiste peut très bien se défendre à l'intérieur même d'une logique économique bien comprise, et que la réconciliation éventuelle des deux camps, économistes traditionnels et écologistes, passe sans doute avant tout par un approfondissement de toutes les conséquences de l'actualisation dans l'avantages-coûts;

2) si le signe même des taux d'actualisation peut prêter à controverse, on comprendra que le choix de la valeur à leur accorder ne soit pas chose facile. Or, le calcul avantages-coûts est très sensible au taux d'actualisation. Cette question est très complexe, car si la recherche d'équilibres socioécologiques de long terme milite en faveur de taux très bas et même négatifs, la recherche de résultats fiables conduit à privilégier des taux élevés. En effet, il est normalement moins hasardeux de prédire des effets immédiats que de prédire des effets à long terme, l'avenir lointain étant théoriquement plus aléatoire (cet énoncé n'est cependant pas absolu). L'adoption de taux d'actualisation élevés donnera aussi plus de poids aux effets faciles à prévoir et réduira l'impact des effets plus aléatoires parce que plus lointains. Inversement, l'adoption de taux très bas ou même négatifs donnera un poids déterminant à des effets de long terme estimés à partir de projections ou d'analyses prospectives d'autant plus criticables qu'elles porteront sur

des horizons éloignés. Nous voyons ici l'importance que revêt la qualité du travail prospectif dans l'avantages-coûts;

3) la valeur accordée aux taux d'actualisation a des conséquences déterminantes pour l'analyse. L'étude des effets immédiats et leur traduction en valeurs monétaires suppose une approche foncièrement économique, où les valeurs du marché jouent un rôle déterminant. Par contre, lorsqu'on utilise des taux d'actualisation très bas ou même négatifs, la traduction en dollars actuels d'impacts éloignés dans le temps pose d'énormes problèmes théoriques : les générations futures auront-elles les mêmes valeurs que les générations présentes ? Il n'est pas dit, par exemple, que le prix consenti par les utilisateurs actuels pour préserver un environnement (valeur qu'utilise l'avantages-coûts) soit égal à celui qui conviendra aux générations futures. Ces questions revêtent d'autant plus d'importance que le taux d'actualisation retenu est bas. En somme, l'étude du long terme peut difficilement reposer sur une approche exclusivement économique (les économistes n'arrivent à prédire l'évolution économique de quelques mois à venir qu'avec un succès relatif). Plus les effets étudiés sont éloignés dans le temps, plus l'avantage comparatif de l'approche écologiste basée sur les sciences naturelles croît par rapport à la science économique.

Une troisième série de critiques, dont certains éléments ont été abordés plus haut, a trait à l'optique retenue par l'avantages-coûts.

1) L'avantages-coûts repose sur les mêmes bases théoriques que la microéconomie, qui sont censées découler de la logique des choix humains. Cela revient à supposer, entre autres, que l'économie fonctionne selon les règles de la concurrence pure

et parfaite, ce qui est rarement le cas, et que l'allocation des ressources ne relève que de la prise de décision individuelle des agents économiques, position qui ne tient pas compte des coalitions, des regroupements de consommateurs et même des gouvernements, et néglige, de façon plus générale, tout ce qui fait d'une société plus qu'un ensemble d'individus étrangers les uns aux autres. Bien plus, comme l'approche microéconomique est le plus souvent statique, la méthode avantages-coûts manque de moyens quand vient le moment de prendre en compte les effets du temps, de la succession des générations et de l'incertitude quant à l'avenir. L'optique microéconomique peut s'opposer radicalement à la vision écologique, en particulier lorsque l'avantages-coûts postule que les composantes de l'environnement n'ont aucune valeur en elles-mêmes et ne valent que le prix que leur accordent les humains (nous avons déjà commenté, ci-dessus, l'attitude anthropocentriste; voir aussi, notamment, Barde et Gerelli, 1977:113; Desaigues et Toutain, 1978:10-22; Schmitt, 1985:62). L'opposition entre les points de vue de la microéconomie et de l'écologie devient patente lorsque l'avantages-coûts utilise des taux d'actualisation élevés pour l'analyse de projets ayant des impacts environnementaux importants;

2) l'avantages-coûts se fixe implicitement comme objectif d'effectuer le passage des valeurs subjectives aux valeurs éthiques à l'aide des valeurs du marché. Bien plus, elle prétend effectuer ce passage sans avoir recours à l'opinion des corps publics, ni à celle de l'opinion publique. Du simple point de vue théorique, ce pari est téméraire et rien ne démontre qu'il est tenu; il s'agit là d'une faille d'autant plus dangereuse qu'elle peut inciter les décideurs publics à s'en remettre à l'avantages-coûts pour prendre en compte des

facteurs qu'eux seuls sont en mesure de considérer; jamais cette méthode ne pourra se substituer aux décideurs publics. Pourtant, sa cohérence extérieure lui permet, en quelque sorte, d'intimider le décideur et de le dissuader de s'opposer à certaines conclusions auxquelles il serait tout à fait en droit de s'opposer compte tenu des limites inhérentes à l'avantages-coûts;

3) les bases microéconomiques de l'avantages-coûts sont censées justifier le fait qu'elle ne tienne aucun compte des notions d'équité. Nous faisons allusion ici au fameux critère de Pareto qui, en microéconomie, sert à caractériser l'optimum. Malheureusement, les questions d'équité ne peuvent être évacuées aussi facilement; il est d'autant plus gênant de les négliger que les valeurs du marché ne reflètent que les valeurs de ceux qui ont déjà un pouvoir d'achat, soit les actifs et les gens «solvables». Or, l'actualisation prétend arbitrer entre les intérêts des générations actuelles et ceux des générations futures. De plus, comme on l'a vu, l'avantages-coûts suppose que la valeur que les utilisateurs actuels sont prêts à payer pour préserver un environnement est identique à la valeur que les générations futures attacheront à la préservation du même environnement, ce dont il est permis de douter. Enfin, l'avantages-coûts est le plus souvent démunie quand le projet étudié comporte des transferts d'avantages et de coûts d'un groupe à d'autres, ce qui est fréquemment le cas (Shrader-Fréchette, 1985);

4) bien que l'objectif de l'avantages-coûts soit de dégager l'optimum social, du point du vue méthodologique, cette méthode n'a d'autre choix que de limiter son analyse à un espace géographique circonscrit, à un groupe humain précis et, par le biais de l'actualisation, le plus souvent, à une

période limitée. Les limites ainsi définies ont une influence déterminante sur les conclusions; or, du point de vue écologique, ces limites doivent éclater, dans la mesure où les impacts environnementaux considérés concernent l'ensemble de la biosphère, l'ensemble des groupes humains et tout l'avenir; en pratique, l'avantages-coûts en est réduite à renoncer aux ambitieux objectifs de l'écologie, par souci d'opérationnalité et, souvent, faute d'apports suffisants de la part de la science écologique;

5) enfin, l'évaluation basée sur l'avantages-coûts procède projet par projet, et la comparaison entre projets s'effectue au moyen du seuil choisi pour le rapport avantages-coûts : ce seuil sert à départager les bons et les mauvais projets. Cette façon de faire est souvent moins féconde que la démarche qui consiste à fonder l'évaluation sur la comparaison en bonne et due forme de quelques projets concurrents et à favoriser la formulation de variantes du projet étudié. L'avantages-coûts paraît ici trop ambitieuse : elle prétend conduire à une recommandation quant au bien-fondé d'un projet particulier par rapport à l'ensemble des projets de la société, auxquels on suppose que le même taux d'actualisation est appliqué dans le cadre d'analyses avantages-coûts similaires (c'est très rarement le cas).

Une dernière série de critiques peut être formulée à l'endroit de l'avantages-coûts, relativement à divers points particuliers de l'application de la méthode.

1) Pour des raisons théoriques tout à fait valables, l'avantages-coûts néglige les frais de financement; or, les décideurs publics n'ont d'autre choix, en pratique, que de tenir compte de ces frais. Comme les calculs de rentabilité

tiennent compte des contraintes de financement, les décideurs publics sont donc souvent confrontés à un choix difficile. L'avantages-coûts favorise une solution donnée à partir d'une optique sociale assez large qui ne tient cependant pas compte des difficultés de financement, alors que le calcul de rentabilité suggère l'adoption d'une autre solution à partir d'une optique forcément plus étroite qui tient cependant compte des contraintes très réelles du financement. Face à un tel dilemme, il est vraisemblable que le décideur public sera fortement tenté d'opter pour la solution, théoriquement sous-optimale du point de vue social, du calcul de rentabilité;

2) trop souvent, l'avantages-coûts nécessite de véritables pirouettes quand il s'agit d'estimer des valeurs plus ou moins hors-marché (comme, par exemple, les valeurs d'une heure de loisir, d'une augmentation dans la qualité des loisirs ou dans la qualité de vie, etc.). Même l'usage le plus répandu doit, dans de tels cas, être examiné avec attention, car peu de méthodes offrent toutes les garanties dans ce domaine;

3) enfin, bien qu'elles permettent de tenir compte des impacts sur les actifs, en particulier sur les valeurs immobilières, la méthode de l'avantages-coûts et l'analyse économique en général sont souvent démunies face aux problèmes posés par la prévision de ces valeurs. Or, du point de vue environnemental, cette question est particulièrement importante puisque ces impacts sont, par nature, fortement liés à l'espace.

En conclusion, l'avantages-coûts demeure la plus poussée et la plus utilisée de toutes les méthodes d'analyse de projets qui privilégient la recherche d'un optimum «social», du moins tel que

les économistes le définissent. Si l'on écarte les considérations qui relèvent moins de ses qualités intrinsèques que du marketing des idées et de l'organisation sociopolitique des processus de prise de décision, les raisons du succès considérable de l'avantages-coûts tiennent à ses assises théoriques relativement claires, à son caractère méthodique, à son opérationnalité, mais aussi à sa flexibilité. Ses failles, nombreuses, ont cependant l'avantage d'être limpides. Aussi est-il nécessaire de bien connaître ses lacunes avant de tirer trop hâtivement des conclusions de l'analyse qu'elle propose.

6. L'ÉVALUATION MULTICRITÈRES

Une grande partie des reproches faits à l'avantages-coûts découlent de sa trop proche parenté par rapport au calcul de rentabilité : les deux méthodes recourent au principe d'additivité, à la traduction des effets en termes de dollars et à l'actualisation. Il était inévitable qu'on recherche une autre solution hors de ce contexte, tout en évitant de renoncer à l'apport réel de l'avantages-coûts. Les méthodes multicritères sont le fruit de cet effort.

Par méthode multicritères, on entend toute méthode d'évaluation, convergente ou divergente, qui cherche à mettre à contribution plusieurs méthodes d'analyse et plusieurs disciplines, dans un cadre moins contraignant au plan méthodologique que l'avantages-coûts.

6.1 Défis posés par l'évaluation multicritères

La conception de telles méthodes comporte plusieurs défis. L'essentiel de ceux-ci découle du caractère inévitable du

processus de comparaison des évaluations partielles. Si, pour les fins de cette comparaison, l'avantages-coûts se ramène à tout traduire en dollars et à additionner et à soustraire les diverses évaluations, les méthodes multicritères, elles, tentent de procéder à une comparaison sans recourir au médium obligatoire du dollar.

Pour ce faire, elles décomposent le processus de comparaison en étapes parallèles au cours desquelles l'évaluation est faite suivant chaque critère pris isolément. La conciliation des évaluations est alors reportée à une étape ultérieure. C'est à cette étape que se posent à la fois le problème de la pondération des critères et celui du test de passage par lequel le ou les projets seront jugés souhaitables ou non souhaitables.

Le problème de la pondération des critères est fondamental et, malheureusement, il ne saurait être esquivé. Deux voies, qui semblent à tort mutuellement exclusives, s'offrent alors : celle des procédures ordinales et celle des procédures cardinales. Le choix entre ces deux approches pose des problèmes théoriques sur lesquels nous reviendrons.

Le problème du «test de passage» est aussi complexe dans la mesure où un projet n'est jamais bon ou mauvais dans l'absolu. Toute décision portant sur un projet précis implique une comparaison explicite ou implicite avec les autres affectations possibles des ressources. Cette comparaison se fait, dans le cas de l'avantages-coûts, par le recours à un seuil critique dans le rapport avantages-coûts (les projets ayant un rapport avantages-coûts supérieur au seuil étant retenus et les autres écartés). Comme les méthodes multicritères procèdent le plus souvent par l'évaluation comparative simultanée de plusieurs projets ou de plusieurs variantes du même projet, cette procédure

permet une comparaison explicite et conduit à des conclusions suivant lesquelles tel projet est jugé non pas bon ou mauvais dans l'absolu, mais bien meilleur ou moins bon que tels ou tels autres projets précis.

Cependant, cette procédure n'élimine pas la question fondamentale de la confrontation des points de vue. Si, comme l'admettent les méthodes multicritères, des analyses profondément différentes peuvent être utilisées dans le cadre des évaluations, convient-il, malgré tout, de rechercher une convergence des points de vue ou vaut-il mieux, au contraire, admettre les divergences pour les mieux cerner et en mieux saisir l'ampleur et les implications ? Voilà une des questions les plus importantes auxquelles soient confrontées les méthodes multicritères.

6.2 Les méthodes multicritères par catégorie

Sans vouloir faire une liste de l'ensemble des méthodes multicritères, il convient ici de faire allusion à certains types de méthodes. Nous distinguerons, d'une part, les méthodes ordinales et cardinales et, d'autre part, les méthodes convergentes et divergentes.

Les méthodes ordinales se caractérisent par leur refus de quantifier la «performance» des projets étudiés par rapport à chaque critère. Elles se contentent de classer les projets comparés par ordre de désirabilité suivant chacun des critères, puis de procéder à un classement général «tous critères» sur la base de procédures strictement ordinales. La méthode de Holmes (1972) fait partie de cette catégorie. Cependant aucune méthode de classement général à partir de classements par critère n'est strictement ordinale du point de vue mathématique. Bien qu'extérieurement ordinales, ces méthodes sont mathématiquement

cardinales en ce sens qu'elles supposent implicitement que l'écart entre un rang donné et le rang qui suit est mathématiquement infini, ce qui a des conséquences souvent aberrantes.

Par opposition, les méthodes cardinales prennent l'option de la limpidité et procèdent par estimation, floue ou rigoureuse, des pondérations de chaque critère et des performances des divers projets étudiés par rapport à chaque critère. Les «scores» ainsi obtenus jouent alors le rôle des valeurs monétaires dans l'avantages-coûts. Ils sont pondérés, puis additionnés et servent à trouver le classement final des projets par ordre de préférence. Évidemment, il n'est pas si simple de ramener sur une même échelle des critères disparates; il s'agit d'une question complexe mais qui a déjà fait l'objet de plusieurs études qui pèsent le pour et le contre de différentes méthodes de standardisation (Whitney et Maclaren, 1985; Jarvis et al., 1976; Voogd, 1983; Keeney et Robillard, 1977; Raiffa, 1970; Zeleny, 1976). Notons que les méthodes cardinales ont sur les méthodes ordinales l'avantage de la franchise, tous les jugements de valeur donnant lieu chez elles à une estimation précise et explicite des pondérations et des «scores».

Quelle que soit la méthode de standardisation retenue et quelle que soit la méthode de classement, ordinale ou cardinale, il faut la plupart du temps hiérarchiser les divers critères. Or, la question qui se pose de plus en plus est celle de savoir qui devrait être responsable du choix d'un ordre de priorité. Jusqu'à présent, les experts chargés de l'évaluation des impacts environnementaux se voyaient confier également le soin de déterminer l'importance relative de chaque critère; cette pratique est de plus en plus contestée (Ontario, Ministry of the Environment, 1986; Ontario Waste Management Corporation, 1985). En fait, on en vient à penser que la participation du public

s'impose, non seulement à l'étape de l'identification des impacts environnementaux qui devraient faire l'objet de l'évaluation (voir le chapitre 3, ci-dessus), mais encore au moment d'ordonner les critères les uns par rapport aux autres et de leur assigner un coefficient correspondant à leur importance relative. Cette participation du public à la détermination des coefficients attribués à chaque critère peut prendre diverses formes, depuis le sondage d'opinion (Hwang et Yoon, 1981) jusqu'au comité de citoyens (Sondheim, 1978).

Les méthodes de classement, ordinales ou cardinales, sont le plus souvent utilisées dans le but de faire converger le processus d'évaluation. Aussi les méthodes multicritères sont-elles généralement convergentes. Mentionnons comme exemple de méthode de convergence la méthode Delphi, qui procède par élimination successive des évaluations déviantes dans un processus itératif dont le but principal est de faire apparaître une convergence finale.

Cependant, au moins une méthode, la méthode ARDU («analyse des retombées du développement urbain» : Tellier, 1978) remet en question le bien-fondé de la recherche d'une évaluation convergente. Selon cette méthode, il est généralement plus important de présenter au décideur les points critiques d'un problème en insistant sur la nature et l'ampleur des points de divergence, que de le mettre face à une évaluation convergente obtenue par des méthodes qui biaisent l'analyse et masquent les véritables enjeux. La méthode ARDU procède par itération en identifiant à chaque étape les points de convergence-divergence et l'ampleur des convergences-divergences. Elle ne force à aucun moment les évaluateurs à s'entendre et elle ne pénalise aucunement les déviants. Elle décortique les éléments des options qui s'offrent et elle place le décideur face à des choix réels, plutôt que face à des conclusions toutes faites.

Cette méthode cherche à fournir un cadre méthodologique aussi peu biaisé que possible aux interactions que toute évaluation d'impacts environnementaux implique entre les groupes suivants : les populations touchées (directement ou indirectement) par les impacts, les techniciens, les analystes-évaluateurs et les décideurs. Elle assure le respect de chacun de ces groupes en insistant sur leur rôle spécifique et en distinguant nettement la fonction «conseil» de la fonction «décision».

Cette méthode comporte cinq étapes. La première étape est foncièrement technique : elle consiste à sélectionner les projets qui seront mis en concurrence au cours de l'évaluation et à préparer les dossiers techniques de chaque projet.

La deuxième étape prend la forme d'une première itération au cours de laquelle les analystes-évaluateurs regroupés en équipes selon leurs compétences particulières procèdent successivement au choix de leurs critères et de leurs méthodes, à une première évaluation des projets et au classement de ceux-ci par ordre de préférence. Notons que les méthodes retenues peuvent inclure des méthodes convergentes d'évaluation, comme l'avantages-coûts, et aussi des sondages et des consultations auprès des groupes touchés par les impacts étudiés. Les évaluations et les classements des équipes sont analysés par un comité central qui en identifie mathématiquement les points de convergence et les points de divergence, et tente d'en dégager une recommandation.

Au cours de la troisième étape, chaque équipe d'évaluateurs prend, pour la première fois, connaissance des évaluations des autres équipes, ainsi que de l'analyse des résultats et de la recommandation issues du comité central. À la lumière de ces informations, les différentes équipes ont alors la possibilité de revoir leurs critères, leurs méthodes et leurs évaluations en

toute liberté, dans le sens d'une plus grande convergence ou d'une plus grande divergence. Le comité central procède ensuite à un nouveau classement général, à de nouvelles analyses de divergence-convergence et à la formulation d'une nouvelle recommandation.

Si une ou plusieurs équipes désirent contester cette recommandation du comité central, une quatrième étape leur permet de le faire. Cette étape prévoit une procédure d'appel par laquelle toute équipe peut plaider sa cause devant les autres équipes et le comité central. À l'issue de cette phase, une recommandation unanime peut être adoptée ou une recommandation principale peut se voir annexer un ou des rapports minoritaires.

Dans une cinquième et dernière étape, le ou les décideurs sont saisis des recommandations et des analyses des évaluateurs. Ces analyses dégagent à la fois les points de convergence, les points de divergence, les enjeux et les éléments contextuels (position des groupes de pression et des groupes de citoyens, etc.) qui ont paru les plus critiques et les plus «éclairants» pour la prise de décision. Le décideur est donc mis face à un choix réel que le processus d'évaluation a servi, non à occulter par des procédures artificielles de convergence, mais bien à décortiquer et à peser.

6.3 Avantages des méthodes multicritères

Bien qu'elles soient moins structurées que l'avantages-coûts, les méthodes multicritères offrent les avantages suivants :

1) elles sont plus ouvertes que l'avantages-coûts à la confrontation des points de vue; par exemple, la logique économique peut y côtoyer la logique écologique et les considérations sociopolitiques sans que la mécanique de l'évaluation soit remise en question; c'est là un avantage

majeur quand on songe aux multiples aspects de l'analyse que l'avantages-coûts néglige pour des raisons théoriques et méthodologiques;

2) elles sont généralement plus nuancées que l'avantages-coûts du fait que le jugement des évaluateurs y est constamment mis à contribution, tandis que l'avantages-coûts conduit trop souvent à remplacer celui-ci par des techniques économico-comptables aveugles; elles favorisent un débat rationnel et ordonné sur les enjeux qui font l'objet d'une évaluation; enfin, elles ne placent aucun des évaluateurs ni aucune des approches d'évaluation dans une position d'infériorité pour des raisons d'ordre méthodologique;

3) elles se prêtent tout autant à un processus convergent qu'à un processus axé sur l'identification de divergences; bien qu'elles utilisent souvent des méthodes additives pour favoriser les convergences, elles peuvent aussi utiliser les mêmes méthodes additives dans le but contraire, à savoir pour cerner les divergences et en mesurer l'ampleur;

4) dans la mesure où, contrairement à l'avantages-coûts, elles tolèrent ou même favorisent l'expression de divergences, elles interpellent le décideur et le confirment dans son rôle qui est de peser le pour et le contre et de trancher; il est plus sain pour la démocratie que les choix soient faits de façon transparente par ceux à qui cette responsabilité est confiée que de s'en remettre à l'analyste, dont le mandat n'est pas de juger mais d'instruire la cause;

5) enfin, elles accordent une meilleure place aux considérations non immédiatement monnayables, qu'elles ne cherchent d'ailleurs pas à monnayer, contrairement à l'avantages-coûts;

aussi sont-elles moins souvent contraintes d'additionner des «pommes» et des «oranges», c'est-à-dire des valeurs monétaires observables et des valeurs monétaires fictives; elles sont, sur ce point, nettement plus limpides que l'avantages-coûts.

6.4 Lacunes des méthodes existantes

Malgré ces avantages, les méthodes multicritères sont encore loin d'avoir conquis la même respectabilité que l'avantages-coûts. Cela tient pour beaucoup à la concurrence qu'elles se font à elles-mêmes par leur diversité; cela tient aussi au fait qu'aucune d'entre elles n'a su s'imposer au point de marginaliser les autres. Les principales lacunes des méthodes multicritères existantes sont les suivantes :

1) elles constituent des méthodes de confrontation de points de vue plus que des méthodes d'évaluation proprement dites; l'avantages-coûts est véritablement une méthode d'évaluation puisqu'elle repose sur une théorie de l'optimum économique, sur des valeurs observables et sur un cadre théorique bien précis (celui de la microéconomie); on ne saurait en dire autant des méthodes multicritères, qui cherchent tout au plus à permettre à toutes les approches théoriques de coexister; ce pragmatisme a un revers et c'est celui du caractère plus ou moins imprévisible des résultats d'une évaluation multicritères, ces résultats dépendant plus des évaluateurs que de la méthode elle-même (ce qu'on ne peut pas dire de l'avantages-coûts);

2) malgré leur volonté de se démarquer par rapport à l'avantages-coûts, les méthodes multicritères n'arrivent pas toujours à couper le cordon ombilical qui les relie à l'avantages-coûts; ainsi, on retrouve dans la plupart des

méthodes multicritères, particulièrement dans le cas des méthodes qui cherchent à favoriser la convergence, plusieurs des caractéristiques de l'avantages-coûts : le recours à l'additivité (implicite ou explicite), la recherche d'une conclusion unique, le souci de faire converger les évaluations, etc.; or, ces caractéristiques présentent les mêmes inconvénients dans le cas des méthodes multicritères que dans le cas de l'avantages-coûts;

3) enfin, les méthodes multicritères font parfois de la fausse représentation en prétendant ne pas faire ce qu'elles font effectivement; ainsi, les méthodes dites ordinales prétendent ne pas utiliser de valeurs cardinales, alors qu'elles le font implicitement; ou d'autres méthodes prétendent amener les convergences, alors qu'elles ne font que faire taire les divergences (cas de la méthode Delphi); ce manque de clarté et de rigueur nuit considérablement à la promotion de ce type de méthode.

En somme, l'évaluation multicritères demeure une voie de recherche intéressante, mais pleine de défis et même d'embûches. Elle ne saura jamais dispenser les sciences économiques, écologiques et autres de poursuivre leur propre recherche de rationalités intégratrices que le multicritères ne sera sans doute jamais en mesure d'offrir. Faibles au plan théorique, les méthodes multicritères demeurent un cadre à l'intérieur duquel les véritables éléments de l'évaluation peuvent venir prendre place; cependant, ces éléments, le multicritères n'a pas les moyens de les fournir et, dans cette mesure, il ne saurait prétendre remplacer les techniques d'évaluation issues d'une logique disciplinaire donnée.

7. LES MÉTHODES DESCRIPTIVES

L'avantages-coûts propose une rationalité englobante capable d'intégrer toutes les considérations dans la définition économique de l'optimum social. Les méthodes multicritères se contentent de mettre au point des techniques de confrontation de points de vue différents sans prétendre définir des conditions d'optimalité ni imposer une rationalité intégratrice. D'autres méthodes, encore moins ambitieuses, renoncent à encadrer le processus humain de réflexion dans une méthodologie particulière et se contentent de ramasser de la façon la plus méthodique possible l'information que les évaluateurs devront assimiler avant d'exercer leur jugement et de proposer des conclusions.

Ces méthodes, que nous qualifierons de descriptives, prennent la forme de dossiers d'étude d'impact, de «check lists», de matrices d'impacts ou encore d'enquêtes d'opinion. Leur usage est très répandu et elles méritent d'être rangées au nombre des méthodes d'évaluation d'impacts.

7.1 Méthodes descriptives courantes

Toutes les procédures institutionnelles d'évaluation des impacts sur l'environnement établissent une démarcation assez nette entre le travail d'analyse et le travail d'évaluation proprement dit. Ces procédures mettent en général en contact trois types d'intervenants : les analystes, dont le mandat consiste avant tout à décrire les projets évalués et à en identifier aussi précisément que possible les impacts; les responsables de l'évaluation, qui, constitués en bureau d'audience, en tribunal ou autrement, ont le mandat d'assimiler l'information et de porter un jugement éclairé; les autres intervenants, citoyens, groupes de pression ou groupes d'intérêts, dont les avis alimentent les réflexions des responsables de l'évaluation.

Notons que l'avantages-coûts se fixe implicitement comme objectif d'établir directement le lien entre l'analyste et le décideur sans passer par le jugement de quelque responsable de l'évaluation que ce soit et sans solliciter les opinions des citoyens ou des groupes d'intervenants. Sans aller aussi loin, les méthodes multicritères visent néanmoins à harnacher le processus de réflexion des évaluateurs et à le systématiser. Les méthodes descriptives, quant à elles, laissent le maximum de latitude aux évaluateurs et aux décideurs.

La méthode descriptive la plus courante consiste à dresser un dossier d'étude d'impact comprenant généralement : une description du projet visé et de ses variantes; une identification de ses principaux impacts économiques et environnementaux; une identification des individus, des groupes, des écosystèmes et des espaces touchés; une quantification, quand la chose est possible, de l'ampleur des impacts, en termes de dollars ou autrement; une évaluation qualitative des impacts non quantifiables; une identification des principaux enjeux et des principaux problèmes.

Une autre méthode utilisée consiste à dresser une «check list» ou une matrice d'impacts où les impacts sont caractérisés par des valeurs quantitatives ou par des jugements qualitatifs. Ces méthodes se veulent plus systématiques que la méthode précédente et elles cherchent même à favoriser un relevé exhaustif de tous les effets.

Enfin, les méthodes d'enquête peuvent aussi être assimilées à des méthodes descriptives dans la mesure où elles cherchent à identifier les impacts en interrogeant ceux qui sont susceptibles d'être touchés par ceux-ci. Cependant, dans ces cas, l'information recueillie comporte à la fois des données objectives et des jugements de valeur.

7.2 Avantages des méthodes descriptives

Ces diverses méthodes, qui sont à la frontière entre la cueillette de données et l'évaluation, comportent certains avantages. Le premier de ceux-ci est sans conteste celui du respect de la liberté de jugement des évaluateurs. Cette confiance mise dans les évaluateurs conduit à ne pas hâter le processus d'évaluation et, par conséquent, à ne pas biaiser la cueillette d'information. Notons que l'avantages-coûts, sur ce point, présente certains inconvénients du fait qu'elle oblige à entrer les données sous une forme précise (soit la forme monétaire) et du fait qu'elle amène parfois à écarter certaines données (par exemple, celles concernant le financement).

Un autre avantage de l'approche descriptive tient à sa flexibilité, à son ouverture à toutes les dimensions d'un projet et à son interdisciplinarité. Sur ce point, elle se rapproche des méthodes multicritères, mais s'oppose à l'avantages-coûts. Cette absence d'arrière-pensée théorique ou méthodologique constitue une des forces de cette approche et c'est sans doute ce point, plus que tout autre, qui explique sa popularité.

7.3 Lacunes des méthodes descriptives

L'approche descriptive comporte aussi des lacunes évidentes. En laissant toute la latitude possible aux évaluateurs, elle laisse aussi place à l'arbitraire. L'idéal poursuivi par l'avantages-coûts, celui de définir une méthode d'évaluation qui soit invariante par rapport aux évaluateurs, est, avec les méthodes descriptives, abandonné.

L'absence de bases théoriques rend incertaine la démarche des évaluateurs. Elle peut être pour eux une source importante de

malaise. De plus, elle peut très souvent laisser les relations interpersonnelles, les opinions personnelles et les considérations subjectives interférer dans un processus d'évaluation où les balises manquent.

Enfin, loin de réduire le besoin ressenti d'une plus grande systématisation dans l'évaluation, l'approche descriptive le fait le plus souvent apparaître de façon plus criante, comme le montre d'ailleurs le mandat du présent rapport.

CONCLUSION

Notre tour d'horizon suggère quelques conclusions que nous résumerions dans les points suivants :

1) aucune méthode ne peut prétendre actuellement être «la» réponse au problème posé par l'évaluation des impacts environnementaux; toutes ont des lacunes majeures qui ne doivent pas être négligées;

2) sans parler de cul-de-sac, on ne peut que constater le relatif piétinement des méthodes mises au point par les économistes; certes, le développement de l'avantages-coûts à partir du calcul de rentabilité est une entreprise hardie et intéressante à plus d'un égard mais la logique de base demeure la même et se révèle, sur plusieurs points, incompatible avec la dynamique de l'environnement, du moins telle qu'elle est décrite par les écologistes; on peut bien sûr escompter encore quelques progrès, en particulier dans le cadre des méthodes multicritères, mais il serait illusoire d'espérer que les économistes parviendront seuls à dépasser les contradictions que nous avons soulignées; décidément, la balle est dans le camp des écologistes, qui se doivent de relever le défi en commençant par faire table rase de la logique économique; une approche foncièrement écologiste au problème de l'évaluation nous semble aussi possible que la voie économique de l'avantages-coûts; nous en avons même suggéré divers éléments possibles; les attaques tous azimuts livrées par plusieurs écologistes contre les approches économiques masquent trop souvent le fait que les écologistes n'ont pas encore mis au point des méthodes d'évaluation proprement écologiques qui puissent faire directement concurrence aux méthodes économiques dans la prise de décision; critiquer, démolir l'argumentation des autres est chose facile; proposer une

meilleure méthodologie répondant à ses propres exigences est infiniment plus exigeant, et plus utile; la contribution que les écologistes devront faire, tôt ou tard, est susceptible de chambarder radicalement les méthodes actuelles et permettra peut-être de dépasser des obstacles fondamentaux contre lesquels butent les économistes; cette contribution pourra, comme nous l'avons suggéré, s'appuyer sur des concepts proprement écologiques, comme celui de la conservation de l'énergie, celui de la maximisation de la biomasse ou celui, très riche, de néguentropie;

3) en attendant, il nous apparaît qu'un rapprochement pourrait être amorcé entre l'avantages-coûts et l'approche écologiste par le biais d'une réflexion conjointe sur le sens de l'actualisation et sur les considérations qui devraient présider au choix d'un taux d'actualisation donné; les débats qu'une telle réflexion pourra faire naître seraient d'autant plus passionnants que les positions respectives des économistes et des écologistes sont, sur ce point, particulièrement divergentes, les premiers ayant tendance à privilégier un taux d'actualisation aussi élevé que le taux d'intérêt du marché et les seconds ne répugnant pas à prôner un taux d'actualisation nul ou même négatif;

4) il nous semble aussi que la recherche d'un processus convergent n'est pas un impératif; l'idée de centrer l'analyse sur l'identification et l'étude des points de divergence doit être poursuivie; elle porte en germe un renouvellement de l'approche dominante et elle fait prendre conscience des dangers découlant d'une convergence artificielle; par ailleurs, elle souligne le fait que la recherche de compromis n'est pas du ressort des scientifiques mais des hommes politiques;

5) malgré tous ses défauts, l'avantages-coûts demeure utile et il convient d'y avoir recours aussi souvent que possible; cependant, son utilisation ne doit jamais être aveugle; nous irions même jusqu'à dire qu'elle doit systématiquement être accompagnée d'une critique de ses résultats qui s'appuie sur des considérations méthodologiques tout autant que pratiques; cette attitude vigilante est encore plus nécessaire dans un contexte où l'avantages-coûts a été sacrée méthode officielle aux États-Unis. Ce succès a contribué à la diffuser au point de la banaliser et rend d'autant plus difficile la position de celui qui entend demeurer critique face à ce qui est devenu une méthode à la mode;

6) le perfectionnement des méthodes multicritères et des méthodes descriptives exigerait encore beaucoup de travail; c'est sans doute dans ce domaine qu'il conviendrait d'investir des efforts de recherche à l'avenir; bien qu'aucune des méthodes auxquelles nous avons fait allusion ne nous semble devoir être abandonnée, les méthodes multicritères ordinales comportent, selon nous, des lacunes telles qu'on doit les considérer comme insatisfaisantes du point de vue méthodologique.

ANNEXE

Gestion de l'environnement. Le principe pollueur-payeur

Cette annexe a pour but d'esquisser très rapidement quelques-uns des liens qui existent entre l'évaluation des impacts environnementaux et la gestion de l'environnement. Nous avons choisi d'exclure du coeur du rapport l'examen de cette question intéressante mais périphérique. Jusqu'à maintenant, nous avons parlé de la prise de décision uniquement dans la perspective de la définition du souhaitable. Nous voulons l'envisager ici dans celle des stratégies d'action qui doivent découler de l'évaluation. À vrai dire, nous n'avons pas l'intention de vider cette question en entreprenant un second rapport et nous limiterons cette annexe à des proportions de hors-d'oeuvre. Nous insisterons surtout sur le fait que les politiques de gestion de l'environnement sont handicapées dès le départ par les faiblesses des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux. Par exemple, l'application du principe pollueur-payeur pose des problèmes pratiques qui sont directement reliés aux méthodes d'évaluation et, en particulier, à l'avantages-coûts. Le calcul des coûts que devrait assumer le pollueur est plus complexe qu'il n'y paraît. Même le principe suivant lequel le pollueur devrait payer le coût de la dépollution n'est pas si simple, puisque entre la pollution et la dépollution, se situe une période, si réduite soit-elle, au cours de laquelle peuvent être engendrés des effets qui sont rarement faciles à retracer de façon exhaustive. Là aussi, les problèmes liés à l'avantages-coûts se posent.

Après avoir rappelé certains éléments de la perspective dominante, celle des économistes libéraux, nous verrons pourquoi ceux-ci critiquent le recours à la réglementation comme outil de gestion de l'environnement et pourquoi ils prônent des méthodes de gestion

qui s'appuient sur les mécanismes du marché; c'est ainsi qu'ils favorisent l'établissement de marchés de droits de pollution et l'application du principe pollueur-payeur.

La science économique de tradition libérale considère a priori que le laisser-faire et l'absence de politique sont la meilleure des politiques. La parfaite liberté d'action des agents économiques serait, dans un contexte de concurrence pure et parfaite, une condition nécessaire et suffisante pour que l'économie réalise pleinement et efficacement son potentiel de développement, pour le plus grand bien de tous.

En réalité, et les économistes le reconnaissent volontiers, les mécanismes du marché présentent des défaillances certaines, au moins dans le cas de la protection de l'environnement. En effet, plus souvent qu'autrement, un agent économique n'a aucun intérêt à tenir compte de l'environnement dans son calcul de rentabilité puisqu'il n'est ni particulièrement ni directement touché par les dommages environnementaux dont il est responsable. Par exemple, l'air et l'eau pollués voyagent et posent des problèmes à d'autres qu'au pollueur; celui-ci n'a pas à s'en mêler puisqu'il n'est pas concerné. Au contraire, s'il avait entrepris d'éviter de causer ces dommages, en dépolluant à la source ou en utilisant des procédés non polluants, il lui aurait fallu assumer seul les coûts de sa prévenance sans en bénéficier directement. L'agent rationnel prendra donc la décision logique de ne pas engager de dépenses pour une opération dont il ne profitera pas.

Pour contrer cette tendance à ne pas prendre l'environnement en compte, les gouvernements ont été amenés à intervenir, la plupart du temps par voie de réglementation, pour limiter, interdire ou encore prescrire certains comportements. Par exemple, un règlement peut obliger les producteurs à recourir à tel type de

technologie moins polluante plutôt qu'à d'autres (Garwin, 1978). On peut également laisser libre le choix des techniques de production pour faire porter le contrôle sur les rejets, en édictant des normes qui spécifient la quantité ou la proportion maximales de résidus de tel ou tel type dont le rejet dans l'environnement sera toléré.

En principe, il est relativement simple de vérifier si les normes ont été respectées ou non : il suffit de disposer des ressources humaines et matérielles nécessaires à une inspection digne de ce nom. Il est déjà beaucoup moins facile d'en imposer le respect et de contraindre les déviants à s'y conformer. Tout d'abord, la décision de poursuivre les contrevenants fait parfois elle-même l'objet de négociations avec l'administration, qui préférera peut-être se montrer clémente en échange d'une promesse d'investissements et de création d'emplois ou sous la menace d'une fermeture et de mises à pied. Ensuite, il faut déterminer la vigueur des sanctions. Lorsque les amendes sont faibles, il est plus rentable donc rationnel de continuer à enfreindre les règlements, quitte à payer l'amende. Des amendes plus dissuasives ne règlent pas nécessairement le problème puisque, semble-t-il, les condamnations sont d'autant moins fréquentes que les sanctions sont plus sévères (Isaia et al., 1984; Isaia et Spindler, 1985); en effet, les pollueurs ne sont pas encore vraiment considérés comme des délinquants, encore moins comme des criminels, et les tribunaux hésitent à prononcer un verdict de culpabilité lorsque les peines prévues sont lourdes.

Ces difficultés de mise en oeuvre de la réglementation sont aggravées par notre méconnaissance du fonctionnement des écosystèmes : on joue parfois gros jeu en définissant des normes apparemment sécuritaires mais fondées sur des hypothèses d'impact plus ou moins fragiles. Ainsi, l'application de normes

spécifiques à chaque type de résidus se révèle souvent inadéquate face aux effets de synergie : deux éléments qui sont rejetés dans l'environnement dans des quantités conformes aux normes ou qui sont peut-être inoffensifs séparément peuvent se combiner pour produire de dangereux mélanges. De même, on tient rarement compte des effets cumulatifs; au-delà d'un certain seuil, l'environnement devient incapable d'absorber de nouvelles doses de pollution, même très faibles : une goutte peut faire déborder le vase et des rejets inférieurs à la norme risquent de provoquer des dommages disproportionnés. De façon plus générale, on ajuste rarement les normes selon l'évolution du volume total de pollution : une norme qui était satisfaisante lorsqu'elle concernait une seule usine ne l'est peut-être plus lorsqu'une seconde s'ajoute (Ackerman et al, 1974). Bref, notre ignorance relative des réactions de l'environnement limite notre capacité de définir des normes adéquates.

En second lieu, de plus en plus de critiques concernent le principe même de la réglementation comme mode de gestion. En matière d'environnement comme ailleurs, réglementation est souvent synonyme de rigidité bureaucratique, d'inefficacité économique et d'effets pervers; tel est du moins l'avis des partisans de la déréglementation, parmi lesquels figurent au premier rang les économistes libéraux, adversaires résolus de tout contrôle autre que l'auto-contrôle du marché. Il est vrai que la réglementation habituelle peut favoriser l'inefficacité et le gaspillage. Prenons, par exemple, une entreprise dont les coûts d'épuration seraient faibles mais que rien n'inciterait à limiter ses rejets à des quantités inférieures à la norme. Cette entreprise aurait avantage à polluer jusqu'au niveau permis. Au même moment, une autre entreprise devra débourser des sommes considérables pour réduire ses rejets et se conformer à la même norme. Du point de vue de l'intérêt général, il est clair qu'il serait avantageux de

permettre à la seconde de dépasser la norme et d'inciter la première à dépolluer plus que ne l'exige la norme : l'une compensant pour l'autre, il en coûtait moins cher pour s'en tenir à un même volume total de pollution. C'est précisément pour régler des cas semblables que se sont développés les marchés de droits de pollution.

Les marchés de droits de pollution se présentent comme une forme particulière de réglementation faisant appel aux mécanismes de l'offre et de la demande (Barde, 1984; Dales, 1968; Joeres et David, 1983; Krupnick et al., 1983; Liroff, 1980; U.S. General Accounting Office, 1982). Il s'agit essentiellement d'organiser un système de compensation entre pollueurs pour permettre que ceux dont les coûts d'épuration sont plus faibles réduisent leur niveau de rejet à la place de ceux dont les coûts sont plus élevés. Au départ, on distribue des quotas correspondant à la part du volume total de pollution attribuable à chaque pollueur. En principe, on cesse d'émettre des permis de polluer pour de nouveaux producteurs si bien que la pollution se maintient au niveau initial. Faute de pouvoir éliminer à la source tout rejet, un nouveau producteur ou un producteur qui augmente sa capacité de production devra donc acheter une partie du quota de pollution d'un producteur établi; ce dernier devra réduire ses rejets en conséquence, soit en diminuant sa production polluante, soit en modifiant ses techniques de production. Plus la production augmente, plus les producteurs sont incités à produire eux-mêmes de façon moins polluante ou à acquérir des quotas supplémentaires, ce qui revient à inciter les autres producteurs à dépolluer; en effet, plus la demande pour les quotas est forte et le prix élevé, plus les détenteurs de quotas ont intérêt à les vendre et à réduire leur pollution lorsque le prix des quotas devient supérieur à leurs coûts de dépollution.

Bien qu'ils en soient proches, les marchés de droits de pollution ne sont pas de véritables marchés, entre autres parce qu'on maintient constante la quantité totale de droits de pollution disponibles. Les autorités publiques peuvent même restreindre le volume global de pollution en achetant eux-mêmes des droits de pollution qui demeureront inutilisés : il s'agit alors d'une subvention à la dépollution versée aux producteurs prêts à céder leur droit de pollution au plus bas prix. Des subventions sous forme de transactions au plus bas coût, voilà qui n'est pas pour déplaire aux partisans d'un plus grand recours au marché.

Comparativement à la réglementation habituelle, les marchés de droits de pollution sont présentés comme un mode de gestion de l'environnement plus souple et plus efficace; cette formule permettrait d'atteindre les mêmes objectifs de contrôle de la pollution à meilleur coût, tant pour les entreprises que pour les autorités chargées de la protection de l'environnement. Cet avantage au niveau des coûts ne doit cependant pas masquer le fait que le bon fonctionnement des marchés de droits de pollution bute sur les mêmes problèmes d'inspection et de répression des contrevenants. En effet, il est difficile de s'assurer que les détenteurs de droits de pollution ne dépassent pas leurs quotas.

Par ailleurs, contrairement aux normes, qui s'appliquent à chaque source de pollution sans tenir compte de l'évolution de l'ensemble, les marchés de droits de pollution permettent, en principe, de fixer une fois pour toutes le niveau global de pollution, ce qui est certes un avantage. Par contre, on ne résout pas pour autant la question des effets cumulatifs à long terme. Il en est de même pour la question des effets de synergie, qui reste entière.

Le principe pollueur-payeur structure un troisième mode de gestion de l'environnement qui suscite des interrogations encore plus étroitement liées à la problématique de notre rapport. Il s'agit de faire en sorte que chaque pollueur assume le coût des dommages dont il est responsable : cela pose donc directement toutes les questions concernant l'évaluation de ces coûts (Barre et Bower, 1981; Baumol et Oates, 1979; Ortolano, 1984). Le principe pollueur-payeur transcrit ainsi sur le plan de la gestion les objectifs que l'avantages-coûts propose sur le plan de l'évaluation. Incidemment, tout comme l'avantages-coûts, le principe pollueur-payeur jouit d'un statut particulier : en effet, les gouvernements de plusieurs pays considèrent officiellement l'application du principe pollueur-payeur comme l'idéal à atteindre (Barde, 1984; OCDE, 1975; Potier, 1983).

En toute logique, le principe pollueur-payeur devrait conduire à des taxes correspondant à la valeur des dommages attribuables à toutes les activités de tous les agents économiques. Or, comme en fait foi ce rapport, l'estimation du coût des impacts environnementaux est loin d'être simple. En fait, plutôt que de considérer la valeur des dommages, on établit le plus souvent la taxe en fonction des coûts de dépollution. Concrètement, l'application du principe pollueur-payeur peut prendre diverses formes. Le prototype est un système de redevances ou de rémunération pour services rendus; ces redevances sont destinées au financement de la construction et du fonctionnement d'infrastructures publiques ou parapubliques de traitement des rejets. Il existe plusieurs exemples de ce modèle, dont certains dans le domaine du traitement des ordures ou des eaux usées (Barre et Bower, 1981; Gagnon, 1984). La redevance est calculée en fonction du poids ou du volume des rejets, ou encore en fonction de la plus ou moins grande facilité de recyclage et d'élimination des déchets. L'application du principe pollueur-payeur peut

également prendre la forme d'une redevance sur produit incorporée dans le prix de celui-ci et suffisante pour couvrir les coûts de traitement. On peut également rattacher au principe pollueur-payeur les systèmes de consignes, sur les contenants, sur les pneus ou encore sur les carcasses d'automobiles.

Selon ses promoteurs, le principe pollueur-payeur présente de nombreux avantages eu égard aux formules traditionnelles de réglementation. Essentiellement, on retient avant tout ses vertus de souplesse et d'efficacité, qualités également créditées aux marchés de droits de pollution. Ainsi, selon le principe pollueur-payeur, les agents économiques ont la liberté de choisir la stratégie qui leur convient le mieux : ils peuvent dépolluer eux-mêmes ou payer un organisme public pour le faire à leur place. En théorie, le résultat est le même et le choix ne porte que sur les moyens; comme ce choix des moyens relève de chaque agent plutôt que d'une autorité centrale, il est censé conduire aux solutions les plus efficaces dans chaque cas. Pour que cela fonctionne, le montant de la taxe doit être égal ou même supérieur aux coûts de la dépollution privée afin que celle-ci devienne rentable. Or, il semble bien qu'en général il demeure avantageux de polluer, quitte à payer la redevance, puisque les taux ne sont pratiquement jamais assez élevés pour inciter les agents à modifier leur comportement. Paradoxalement, c'est un manque de vigueur de l'intervention de l'État qui, dans ce cas-ci, nuit au marché et l'empêche de tenir compte des impacts environnementaux à leur juste prix. Les trop faibles taux des redevances nous ramènent bien sûr à des considérations proprement politiques : peu importe le mode de gestion (normes, quotas ou redevances), les exigences d'une politique de protection de l'environnement deviennent inévitablement des «irritants» pour les investisseurs que l'on cherche au même moment à amadouer, particulièrement dans un contexte de crise.

Dans un autre ordre d'idées, signalons que la mise en place d'un système de redevances génère un effet induit qu'il faut ranger au nombre des avantages de l'opération : on est amené à améliorer grandement les méthodes de collecte des données concernant les rejets sur lesquels porte la taxe, étant donné que l'administration et les entreprises y trouvent désormais un intérêt plus évident. En effet, il ne s'agit plus de savoir si la norme est respectée ou non mais bien de connaître le plus exactement possible quel est le niveau de rejet puisque cela détermine le montant à payer.

Par ailleurs, même si les taux sont insuffisants pour modifier le comportement des pollueurs, les redevances constituent tout de même de nouvelles rentrées d'argent. C'est intéressant en soi pour un gouvernement, bien que l'utilisation de ces fonds soit soumise à diverses contraintes. En effet, la plupart du temps, les sommes recueillies sont consacrées au financement d'activités reliées à la protection de l'environnement; on suit d'ailleurs ainsi la logique du principe pollueur-payeur en ce sens que les pollueurs paient une taxe pour que l'on dépollue à leur place (il ne s'agit pas d'«impôts» au sens strict, car les impôts sont versés au fonds consolidé sans destination particulière). Parfois même, les pollueurs paient en proportion de leur utilisation réelle des services d'épuration; dans ce cas on parle de redevances. La distinction entre impôts, taxes et redevances n'est pas sans importance. Il est certes plus avantageux pour un gouvernement de conserver la plus grande marge de manoeuvre budgétaire possible et, donc, de ne pas fixer d'avance l'allocation des fonds publics. Mais il faut voir que la promesse de consacrer les fonds à une utilisation précise et d'en faire des taxes ou des redevances plutôt que des impôts a souvent été un argument essentiel pour vendre l'idée d'un nouveau prélèvement. En effet, les pollueurs acceptent moins difficilement que des impôts généraux des

redevances qui leur reviennent directement sous forme de services ou encore de subventions; il s'établit alors une sorte de mutuelle obligatoire où tous les pollueurs se cotisent pour financer des travaux d'épuration chez ceux d'entre eux qui ont les plus faibles coûts d'épuration. Quoi qu'il en soit, dans la mesure où les taxes et les redevances sur la pollution financent souvent des activités qui relevaient auparavant du fonds consolidé, par exemple les tâches d'inspection, il s'ensuit un dégagement au moins partiel de ressources budgétaires.

Enfin, qu'il y ait ou non prélèvement de fonds selon le principe pollueur-payeur, il est de plus en plus fréquent de voir des promoteurs payer des compensations aux victimes immédiates des dommages environnementaux. Le paiement de ces compensations fait rarement l'objet d'une réglementation détaillée où sont prévues les méthodes d'évaluation des dommages et de calcul des montants auxquels les victimes ont droit (pour une des exceptions, voir : Japan, Environnemental Protection Agency, 1981). Habituellement, il s'agit plutôt de solutions ad hoc. Quelquefois, ce sont les tribunaux qui condamnent le promoteur à verser des indemnités. Plus souvent, le paiement d'une compensation sera l'aboutissement d'une négociation, formelle ou non (Shrybman, 1984). Dans quelques cas, le promoteur aura pris les devants pour atténuer les résistances à son projet en offrant dès le départ de dédommager les victimes éventuelles. Les compensations peuvent être versées à chaque individu touché ou encore aux collectivités locales. Par exemple, un promoteur peut être amené à contribuer à un oeuvre de bienfaisance ou à la protection de l'habitat d'une espèce animale (O'Hare et al., 1983), à faire don à une municipalité d'un centre communautaire, d'une voiture de pompier ou d'une usine d'épuration des eaux (Garai, 1973; Haussmann, 1982; Strauss, 1979) ou encore à prendre à sa charge un programme de dépollution allant au-delà des impacts environnementaux dont il est responsable (Johnson et Brown, 1975).

Peu importe la forme, on peut s'interroger sur le principe même et se demander si une compensation peut réparer des dommages irréversibles qui seront subis par les générations futures. Le paiment d'une compensation vraiment juste suppose que l'on puisse se baser sur une évaluation fiable des coûts des dommages. Comme c'est très rarement le cas, la détermination des montants compensatoires résulte en fait d'un processus de négociation typique où les uns tentent d'obtenir le maximum et où les autres veulent acheter la paix. Dans un contexte de crise économique et de chômage endémique, il est entendu que le rapport de forces sera a priori favorable au promoteur qui peut faire miroiter des retombées économiques palpables à court terme, quitte à ce que cela s'accompagne à plus long terme d'une dégradation diffuse de l'environnement.

C'est tout le défi des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux que de mettre en balance ce qui est facilement chiffrable et ce qui l'est moins. C'est sur la justesse de cette évaluation que repose la validité de toute décision de gestion de l'environnement si bien que les progrès en matière de gestion dépendent pour une bonne part des améliorations qu'il faut apporter aux méthodes d'évaluation.

Bibliographie

Ackerman, B.A., S.R. Ackerman, J.R. Sawyer, et D.W. Henderson (1974), The Uncertain Search for Environmental Quality, New York, Free Press, 386 p.

Ames, G.F. (1978), «An approach to the determination of significance in the preparation of environmental assessments», in S. Bendix et H.R. Graham (éd.), Environmental Assessment Approaching Maturity, Ann Arbor Sci., Mich., p. 25-33.

Aoshima, N. et S. Kawakami (1979), «Weighting of factors in environmental evaluation», Journal of Urban Planning and Development Division, ASCE, 105:119-127.

Armour, A. (éd.) (1984), «The not-in-my-backyard syndrome», Symposium Proceedings, Toronto, York University, Faculty of Environmental Studies.

Arnstein, S.R. (1969), «Eight rungs on the ladder of citizen participation», Journal of the American Institute of Planners, 35: 216-224.

Bacow, L. et J. Milkey (1982), «Overcoming local opposition to hazardous waste facilities: The Massachussetts approach», Harvard Environmental Law Review, printemps.

Baker, J.M. (1976), «Biological monitoring: Principles, methods and difficulties», in J.M. Baker (éd.), Marine Ecology and Oil Pollution, Wiley, N.Y., p. 41-53.

Bankes, N. et A. Thompson (1980), Monitoring for Impact Assessment and Management: An Analysis of the Legal and Administrative Framework, Vancouver, Westwater Research Centre, University of British Columbia, 80 p.

Barde, J.P. (1984), «La fiscalité de l'environnement : pertinence économique et expérience pratique», in P. Isoart (éd.), 1984: 147-159.

Barde, J.P. et E. Gerelli (1977), Économie et politique de l'environnement, Paris, PUF, 207 p.

Baril, R.G. (1981), «Community impact agreements and monitoring», texte présenté au deuxième International Forum on the Human Side of Energy.

Barre, R. et B.T. Bower (1981), «Water management in France, with special emphasis on water quality management and effluent charges», in B.T. Bower, R. Barre, J. Kuhner, et C.S. Russell (éd.), Incentives in Water Quality Management, France and the Ruhr Area, Washington, D.C., Resources for the Future, Research Paper, R-24, p. 31-209.

Bartos, M.J. (1979), «EPA goes to BAT against toxic industrial wastewater», Civil Engineering, 51(9):87-89.

Basta, D.J. et B.T. Bower (éd.) (1982), Analyzing Natural Systems: Analysis for Regional Residuals-Environmental Quality Management, Washington, D.C., Resources for the Future and Johns Hopkins Press, 546 p.

Baumol, W.J. et W.E. Oates (1979), Economics and Environmental Policy and the Quality of Life, Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice Hall, 377 p.

Beanlands, G.E. (1985), «Ecology and impact assessment in Canada», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 1985:1-20.

Beanlands, G.E. et P.N. Duinker (1983), An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada/Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada, Halifax, Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, 142, 132 p.

Bisset, R. (1978), «Quantification, decision-making and environmental impact assessment in the United Kingdom», Journal of Environmental Management, 7:43-58.

Bisset, R. (1980), «Methods for environmental impacts analysis», Journal of Environmental Management, 11:27-43.

Booth, D. et M. Jaffe (1978), «Generation and evaluation in structure planning: A review», Town Planning Review, 49: 452-458.

Bower, B.T. (éd.) (1977), Regional Residuals Environmental Quality Management Modeling, Washington, D.C., Resources for the Future, 230 p.

Bower, B.T., G.O.G. Lof et W.M. Heron (1971), «Residuals generation in the pulp and paper industry», Natural Resources Journal: 4.

Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (1979), Nouveau guide du processus fédéral d'évaluation et d'examen en matière d'environnement, Ministère des Approvisionnements et Services, Canada (réimpression 1981), 11 p.

Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (1985), L'Évaluation environnementale au Canada. Sommaire des pratiques actuelles - 1985, publié sous les auspices du Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, Canada, 44 p.

Christensen, S.W., W. Van Winkle et J.S. Mattice (1976), «Defining and determining the significance of impacts: Concepts and methods», in R.K. Sharma, J.D. Buffington et J.T. McFadden (éd.), Biological Signifiance of Environmental Impacts, Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C., NR-CONF-002:191-219.

Chu, A.T.W., R.E. Kalaba et K. Spingarm (1979), «A comparison of two methods for determining the weight belonging to fuzzy sets», Journal of Optimization Regional Applications, 27:531-538.

Clark, B.D., R. Bisset et P. Tomlison (1983), «Post development audits to test the effectiveness of environmental impact prediction methods and techniques», PADC Environmental Impact Assessment and Planning Unit, Scotland, Department of Geography, University of Aberdeen, 47 p.

Clark, B.D., R. Bisset et P. Wathern (1980), Environmental Impact Assessment: A Bibliography with Abstracts, London, Mansell Publishing, 516 p.

Clark, W.C. et R.E. Munn (éd.) (à paraître en 1986), Sustainable Development of the Biosphere, Cambridge, Cambridge University Press.

Coleman, D.J. (1977), «Environmental impacts assessment methodologies: A critical review», in M. Plewes et J.R.B. Whitney (éd.), Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches, Institute for Environmental Studies, University of Toronto, Toronto, EE-5:35-59.

Cowell, E.B. (1978), «Ecological monitoring as a management tool in industry», Ocean Management, 4:273-285.

Dales, J.H. (1968), Pollution, Property and Prices: An Essay in Policy Making and Economics, Toronto, University of Toronto Press, 111 p.

Dembicki, H. (1983), Monitoring of Northern Mega-Projects: Missed Opportunities?, Vancouver, University of British Columbia, School of Community and Regional Planning.

Desaigues, B. et J. C. Toutain (1978), Gérer l'environnement, Paris, Economica, 324 p.

Duinker, P.N. (1985), «Effects monitoring in environmental impact assessment», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 1985:117-143.

Duinker, P.N. (1983), «Some comments on the scientific basis of environmental impact assessment», in Proceedings, Environmental Impact Assessment Conference, Toronto, Corpus Information Services Ltd.

Drumaux, A., C. Vandermotten et G. Vercheure (1985), «Finances publiques et environnement : le cas de la Belgique», Revue française de finances publiques, no 10 : «Environnement et finances publiques», p. 105-128.

Elliot, M.L. (1981), «Pulling the pieces together: Amalgamation in environmental impact assessment», Environmental Impact Assessment Review, 2(1):11-38.

ERL (Environmental Resources Limited) (1984), Prediction in Environmental Impact Assessment, Ministry of Public Housing, Physical Planning and Environmental Affairs and Ministry of Agriculture and Fisheries of the Netherlands, Gravenhage, Distributiecentrum Overheidspublikaties.

ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd.) (1982), Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management, Vancouver, B.C., Environnement Canada, 116 p.

Fagence, M. (1977), Citizen Participation in Planning. Oxford: Pergamon Press, 379 p.

Finsterbusch, K. (1977), «The use of mini-surveys in social impact assessment», in K. Finsterbusch et C.P. Wolf (éd.), Methodology of Social Impact Assessment, Stroudsburg, Pa., Dowden, Hutchison and Ross, Inc., p. 291-296.

Freeman, A. Myrick (1979), The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice, Baltimore, MD, Johns Hopkins, 272 p.

Gagnon, J. (1984), Rapport de stage à la «Tutelle des agences financières des bassins en France», Québec, Ministère de l'Environnement, ii et 44 p.

Gambling, T. (1977), «Magic, accounting and morale», Accounting, Organizations and Society, 2(2): 141-151.

Garai, H. (1973), «An analysis of the role of the effluent surcharging scheme in regulating the use of water as a waste disposal service», University of Toronto, Department of Geography, Unpublished Master's Research Paper.

Gariépy, M., O. Soubeyran et G. Domon (1986), «Planification environnementale et étude d'impact sur l'environnement au Québec : implantation d'une procédure et apprentissage des acteurs», Cahiers de géographie du Québec, 30 (79), p. 21-40.

Gariépy, M. (dir.), B. Ouellet, G. Domon et Y. Phaneuf (1986a), Bilan et étude comparative de procédures d'évaluation et d'examen des impacts environnementaux, Québec, Gouvernement du Québec, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, paginations multiples.

Garwin, R.L. (1978), «Comments on governmental policy toward automotive emission control», in A.F. Friedlander (éd.), Approaches Toward Controlling Air Pollution, Cambridge, Mass., MIT Press.

Ghiselin, J. (1982), «Reaching environmental decisions: Making subjective and objective judgements», Environmental Management, 6:103-108.

Godbout, J. (1983) La Participation contre la démocratie, Montréal, Saint-Martin, 190 p.

Greffe, X. (1972), L'Approche contemporaine de la valeur en finances publiques, Paris, Economica, xii et 260 p.

Grima, A.P. (1985), «Participatory rites: Integrating public involvement in environmental impact assessment», in J.B.R. Whitney et V.W. Maclaren (éd.), 1985:33-56.

Hall, W.A. et Y.Y. Haimes (1976), «The surrogate worth trade-off method with multiple decision-makers», in M. Zeleny (éd.), 1976a:207-234.

Haussman, C.F. (1982), «Environmental mediation: A Canadian perspective», Environment Canada.

Hertzog, R. (1984), «La fiscalité de l'environnement. Notion et état du droit positif en France», in P. Isoart (éd.), 1984 : 49-101.

Hill, M.A. (1973), Planning for Multiple Objectives: An Approach to the Evaluation of Transportation Plans, Philadelphia, University of Pennsylvania, Regional Science Research Institute, monographie 5.

Hill, M.A. (1968), «A goals-achievement matrix for evaluating alternative plans», Journal of the American Institute of Planners, 34:19-28.

Holling, C.S. (éd.) (1978), Adaptive Environmental Assessment and Management, Toronto, Wiley, International Series on Applied Systems Analysis No. 3, 377 p.

Holmes, J.C. (1972), «An ordinal method of evaluation», Urban Studies, vol. 9, no 2.

Hufschmidt, M.M. (1983), Environment, Natural Systems and Development, Baltimore, Johns Hopkins.

Hwang, C.L. et K. Yoon (1981), Multiple Attribute Decision Making, New York, Springer-Verlag.

Hyman, E.L. (1981), «The valuation of extra-market benefits and costs in environmental impact assessment», Environmental Impact Assessment Review, 3:227-258.

Isaia, H. et J. Spindler (1985), «Fiscalité, environnement et régulation du système économique, Revue française de finances publiques, no 10 : «Environnement et finances publiques», p. 69-105.

Isaia, H., J. Spindler et G. J. Martin (1984), «Rapport introductif : essai d'approche interdisciplinaire» in Isoart (éd.), 1984 : 9-45.

Isard, W. (1975), An Introduction to Regional Science, Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall, 506 p.

Isard, W. (éd.) (1972), Ecologic-Economic Analysis for Regional Development: Some Initial Explorations with Particular Reference to Recreational Resource Use and Environmental Planning, New York, The Free Press, 270 p.

Isard, W. (1960), Methods of Regional Analysis, Cambridge, MIT Press, 650 p.

Isoart, P. (éd.) (1984), Actes du colloque «Fiscalité-environnement», no spécial de Année de l'environnement, Centre d'études et de recherches sur l'environnement (Université de Nice), Paris, Presses Universitaires de France, 335 p.

Jaakson, R. (1985), «The role of surveys in social impact assessment», in J.B.R. Whitney et V.W. Maclaren (éd.), 1985:181-195.

Jaffray, B. (1981). Public Involvement in Environmental Decision-making: An Annotated Bibliography, Chicago, Council of Planning Librarians.

Jain, R.K., L.V. Urban et C.S. Stacey (1980), Environmental Impact Analysis: A New Dimension in Decision-making, New York, Von Nostrand, 2e édition, 330 p.

Japan, Environmental Protection Agency (1981), Quality of the Environment in Japan, Tokyo, Environmental Agency, Government of Japan.

Jarvis, J.J., V.E. Unger, C.C. Schimpeler et J.C. Corradino (1976), «Multiple criteria theory and airport site evaluation», Journal of Urban Planning and Development Division, août, p. 187-197.

Joeres, E.F. et M.H. David (éd.) (1983), Buying a Better Environment, Madison, Wisconsin, University of Wisconsin Press, xvi, 276 p.

Johnson, M.H. et J.T. Bennett (1979), «Input-output models of regional environmental and economic impacts of nuclear power plants», Land Economics, 55, 2:236-252.

Johnson, R.W. et G.W. Brown (1976), Cleaning up Europe's Waters: Economics, Management and Policies, New York, Praeger, 313 p.

Jones, M. et L. Greig (1985), «Adaptive environmental assessment and management: A new approach to environmental impact assessment», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 1985:21-42.

Keeney, R.L. et H. Raiffa (1976), Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs, New York, Wiley, 569 p.

Keeney, R.L. et G.A. Robillard (1977), «Assessing and evaluating environmental impacts at proposed nuclear power plant sites», Journal of Environmental Economy Management, 4:153-166.

Kiell, D.J. (1984), «Decision-making during planning, construction and early operation of the Upper Salmon Hydroelectric Development in Newfoundland, Canada: A case study», Facility Siting and Routing 1984: Energy and Environment, Banff, Alberta.

Kneese, A.V. (1971), «Environmental pollution: Economics and policy», American Economic Review, Papers and Proceedings, p. 153-177.

Kneese, A.V. et B.T. Bower (1979), Environmental Quality and Residuals Management: Report of a Research Programme on Economic, Technological and Institutional Aspects, Washington, D.C., Resources for the Future and Johns Hopkins Press.

Krupnik, A.J., W.E. Oates et E. Van De Verg (1983), «On marketable air pollution permits: The case for a system of pollution offsets», Journal of Environmental Economy and Management, 10 (3):233-247.

Lake, L.M. (éd.) (1980), Environmental Mediation: The Search for Consensus, Boulder, Col., Westview Press, SIA Series No. 3.

Lea, A.C. (1985), «Methods and models of economic impact assessment within the context of environmental impact assessment», in J.B.R. Whitney et V.W. Maclaren (éd.), 1985:151-173.

Lee, N. (1982), «The future development of environmental impact assessment», Journal of Environmental Management, 14:71-90.

Leistritz, F.L. et S.H. Murdock (1981), The Socio-Economic Impact of Resource Development: Methods for Assessment, Boulder, Col., Westview Press, 286 p.

Leopold, A. (1949), A Sand County Almanac, New York, Oxford University Press.

Lichfield, N. (1964), «Cost-benefit analysis in plan evaluation», Town Planning Review, 25:159-169.

Lichfield, N., P. Kettle et M. Whitebread (1975), Evaluation in the Planning Process, Oxford, Pergamon, 326 p.

Liroff, R.A. (1980), Air Pollution Offsets: Trading, Selling and Banking, Washington, D.C., The Conservation Foundation.

Lonergan, S.C. (1981), «A methodological framework for resolving ecological/economical problems», Papers of the Regional Science Association, 48:117-133.

Maclaren, V.W. (1985), «Multicriteria evaluation methods», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 1985:221-245.

Maclaren, V.W. (1984), «Techniques and methods for assessing the environmental impact of mega-projects in Canada», in R.L. Gentilcore (éd.), China in Canada: A Dialogue on Resources and Development, Canadian Association of Geographers, p. 258-271.

Maclaren, V.W. et J.B.R. Whitney (éd.) (1985), New Directions in Environmental Impact Assesment in Canada, Toronto, Methuen.

Maclaren, V.W. et J.B.R. Whitney (1984), «Assessing social impacts in an energy-from-waste project», Proc., Facility Siting and Routing 1984: Energy and Environment, Banff, Alberta, p. 624-644.

Marcus, L.G. (1979), A Methodology for Post-EIS (Environmental Impact Statement) Monitoring, Arlington, Virginia, U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, Geological Survey Circular 782.

Matthews, W.H. (1975), «Objective and subjective judgements in environmental impact analysis», Environmental Conservation, 2:121-131.

McAllister, D.M. (1980), Evaluation in Environmental Planning: Assessing Environmental, Social, Economic and Political Trade-offs, Cambridge, MIT Press, 308 p.

McCaffrey, D.P. et R.H. Miller (1986), «Improving regulatory information : New York's transition to environmental fees», Public Administration Review, 46,1:75-83.

Mitchell, A. (1975), Handbook of Forecasting Techniques, Fort Belvoir, Virginia, U.S. Army Engineer Institute for Water Resources.

Newfoundland and Labrador Hydro (1981), Environmental Information Report (1981): The Upper Salmon Hydroelectric Development, St. Johns, Newfoundland and Labrador Hydro, Environmental Services Department.

Newfoundland and Labrador Hydro (1980), Upper Salmon Hydroelectric Development: Environmental Impact Statement, St. John's, Environmental Policy Department, Newfoundland and Labrador Hydro, 187 p.

Nijkamp, P. (1980), Environmental Policy Analysis: Operational Methods and Models, New York, John Wiley and Sons, 283 p.

Norgaard, R.B. (1985), «Environmental economics: An evolutionary critique and a plea for pluralism», Journal of Environmental Economics and Management, 12: 382-394.

OCDE (1985a), L'État de l'environnement, 1985, Paris, OCDE, 271 pages.

OCDE (1985b), Données OCDE sur l'environnement. Compendium 1985, Paris, OCDE, 295 p.

OCDE, (1985c), Politique de l'environnement et changement technique, Paris, OCDE, 103 p.

OCDE (1975) Le principe pollueur-payeur : définition, analyse, mise en oeuvre, Paris, OCDE, 123 p.

Odum, H.T. (1983), Systems Ecology An Introduction. N.Y., John Wiley and Sons, 644 p.

O'Hare, M., L. Bacow et D. Sanderson (1983), Facility Siting and Public Opposition, New York, Van Nostrand Reinhold Co., 240 p.

Ontario Hydro (1982), Environmental Assessment of the Hamer Transformer Station to Mississagi Transformer Station, Toronto, Ontario Hydro Route and Site Selection Division, Report # 8209.

Ontario Hydro (1984), Eastern Ontario Transmission Line Study Environmental Assessment Route Stage II. Toronto, Ontario Hydro, Report # 84096.

Ontario, Ministry of the Environment (1986), Review under the Environmental Assessment Act: Regional Municipality of Halton Landfill Component of Halton's Solid Waste Management System. Toronto, Ministry of the Environment.

Ontario Waste Management Corporation (1985), Facilities Development Process, phase 4A report: The selection of a preferred site. Toronto, Ontario Waste Management Corporation.

Ortolano, L. (1984), Environmental Planning and Decision Making, New York, John Wiley.

Passet, R., (1979), L'Économie et le vivant, Paris, Payot, Petite Bibliothèque Payot, 287 p.

Peace-Athabasca Delta Project Group (1973), The Peace-Athabasca Delta Project-Technical Report, Ottawa, Information Canada, 176 p.

Pearce, D.W. (éd.) (1978), The Valuation of Social Cost, London, Allen and Unwin, 197 p.

People's Republic of China (1979), «Environmental protection law of the People's Republic of China», in G. Qu et W. Lee, (1984) Managing the Environment in China, Dublin, Tycooly Press, p. 201-212.

Perlack, R.D. et C.E. Willis (1985), «Multi-objective decision-making in waste disposal planning», Journal of Environmental Engineering, 111(3) : 373-385.

Potier, Michel (1983), «La fiscalité au service des politiques de l'environnement», Revue française de finances publiques, no 1, p. 150-162.

Raiffa, H. (1970), Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices Under Uncertainty, Reading, Mass., Addison-Wesley, 509 p. Version française : Analyse de la décision : introduction aux choix en avenir incertain, Paris, Dunod, 1973, 328 p.

Regier, H.A. (1985), «Concepts and methods of AEAM and Holling's science of surprise», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 185:43-52.

Regier, H.A. et D.J. Rapport (1977), «The application of ecological modelling to impact assessment», in M. Plewes et J.B.R. Whitney (éd.), Environmental Impact Assessment in Canada: Processes and Approaches, University of Toronto, Institute of Environmental Studies, EE-5:79-97.

Reveret, J.-P. (1984), L'Analyse coûts-avantages. Un outil contesté dans le domaine de l'environnement, Québec, Gouvernement du Québec, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, 29 p.

Rigby, B.G. (1982), Environmental Impact Assessment and the Need for Environmental Monitoring, Ottawa, Carleton University, Department of Geography, thèse.

Rosenberg, D.M., V.H. Resh, S.S. Balling et M.A. Barnby (1981), «Recent trends in environmental impact assessment», Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38:591-624.

Rowe, M.D. et B.L. Pierce (1982), «Sensitivity of the weighting summation decision method to incorrect application», Socio-Economic Planning Science, 4:173-177.

Russell, C.S. (éd.) (1975), Ecological Modelling in a Resource Management Framework, Washington, D.C., Resources for the Future, 394 p.

Russell, C.S. (1973), Residuals Management in Industry: A Case Study of Petroleum Refining, Washington, D.C., Resources for the Future and Johns Hopkins Press.

Russell, C.S. et W.J. Vaughan (1976), Steel Production: Processes, Products, and Residuals, Washington, D.C., Resources for the Future and Johns Hopkins Press.

Sager, T. (1981), «The family of goals-achievement matrix methods: respectable enough for citizen participation in planning?», Environmental and Planning A, 13:1151-1161.

Sanders, F.S. et G.W. Suter, II (1980), «General considerations for ecological effects monitoring and assessment», in F.S. Sanders et G.W. Suter II (éd.), Strategies for Ecological Effects Assessment at DOE Energy Activity Sites, Oak Ridge, Tennessee, Environmental Science Division, Oak Ridge National Laboratory, No. 1639:9-60.

Schmitt, T. (1985), «Fiscalité et environnement : l'impôt, la forêt et le marais», Revue française de finances publiques, no 10 : «Environnement et finances publiques», p. 49-67.

Shrader-Fréchette, K.S. (1985), Science Policy, Ethics and Economic Methodology : Some Problems of Technology Assessment and Environmental-Impact Analysis, Dordrecht, D. Reidel, 321 p.

Shrybman, S. (1984), Environmental Mediation: Bibliographies, Toronto, Canadian Environmental Law Association.

Skutsch, M.M. et R.T.N. Flowerdew (1976), «Measurement techniques in environmental impact assessment», Environmental Conservation, 3:209-217.

Smith, J.N., K.M. Ellis et F.J. Bishop (1982), Pre-operational Environmental Monitoring Report for the Point Lepreau, N.B., Nuclear Generating Station - 1981, Dartmouth, Nova Scotia, Canada Department of Fisheries and Oceans, Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences, No. 4.

Smith, K. V. (éd.) (1984), Environmental Policy under Reagan's Executive Order. The Role of Benefit-Cost Analysis, Urban and Regional Policy and Development Studies, Chapel Hill, The University of North Carolina Press, xii et 266 p.

Smith, S.B. (éd.) (1982), Symposium on Environmental Monitoring, Edmonton, Alberta, Society of Professional Biologists.

Smith, S.B. (1982a), «Symposium summary», in S.B. Smith (éd.), 1982:219-228.

Sondheim, M.W. (1978), «A comprehensive methodology for assessing environmental impacts», Journal of Environmental Management, 6: 27-42.

Spofford, W.O., Jr., C.S. Russell et R.A. Kelly (1976), Environmental Quality Management: An Application to the Lower Delaware Valley, Washington, D.C., Resources for the Future.

Strauss, D.B. (1979), «Managing complexity: A new look at environmental mediation», Environmental Science Technology, 13(6).

Susskind, L. et A. Weinstein (1980-1981), «Towards a theory of environmental dispute resolution», Boston College Environmental Affairs Law Review, 9(2):311-357.

Taylor, S. (1984), Making Bureaucracies Think: The Environmental Impact Statement Strategy of Administrative Reform, Stanford: Stanford University Press, 410 p.

Tellier, Luc-Normand (1978), «Un cadre analytico-décisionnel pour l'analyse des répercussions du développement urbain : la méthode ARDU», Revue de l'ACFAS.

Tibesar, A. et R.R. White (1984), «An analysis of household energy use in Dakar, Senegal», Toronto, University of Toronto, Project Ecoville, Working Paper, 27.

U.S. General Accounting Office (1982), «A market approach to air pollution control could reduce compliance costs without jeopardizing clean air goals», Washington, D.C., Government Printing Agency, Summary, No. PAD-82-15A.

Victor, P.A. (1972), The Economics of Pollution, London, Macmillan, 77 p.

Voogd, H. (1983), Multicriteria Evaluation of Urban and Regional Planning, London, Pion, xiv, 367 p.

Wengert, N. (1961), «Resource development and the public interest: A challenge for research», National Resources Journal, 1:207-223.

Westman, W.E. (1977), «How much are nature's services worth?», Science, 197:960-964.

Whitney, J.B.R. (1985), «Integrated economic-environmental models in environmental impact assessment», in V.W. Maclaren et J.B.R. Whitney (éd.), 1985:53-86.

Whitney, J.B.R. et V.W. Maclaren (éd.) (1985), Environmental Impact Assessment: Current Approaches in the Canadian Context, Toronto, University of Toronto, Institute for Environmental Studies.

Whitney, J.B.R. et V.W. Maclaren (1985a), «A Framework for the Assessment of EIA Methodologies», in J.B.R. Whitney et V.W. Maclaren (éd.), 1985.

Willeke, G.E. (1977), «Identifying publics in social impact assessment», in K. Finsterbusch et C.P. Wolf (éd.), Methodology of Social Impact Assessment, Stroudsville, Pa., Dowden, Hutchison and Ross, Inc., p. 317-323.

Wortman, G.L. (1984), «New approval process in Ontario-Case study of application for major electric transmission facilities», Facilities Siting and Routing '84: Energy and Environment, Ottawa: Environment Canada: 538-556.

Zeleny, M. (1976), Multiple Criteria Decision-Making, New York, McGraw-Hill, 563 p.

Zeleny, M. (éd.) (1976a), Multiple Criteria Decision-Making : Kyoto, 1975, New York, Springer-Verlag.